



Les méthodes de quantification économique des coûts sanitaires de la pollution atmosphérique : application à l'Ile-de-France

Ghislain Géniaux et Ari Rabl



Édition électronique

URL : <http://journals.openedition.org/economiepublique/2123>

ISSN : 1778-7440

Éditeur

IDEP - Institut d'économie publique

Édition imprimée

Date de publication : 15 juin 1998

ISBN : 2-8041-3041-X

ISSN : 1373-8496

Référence électronique

Ghislain Géniaux et Ari Rabl, « Les méthodes de quantification économique des coûts sanitaires de la pollution atmosphérique : application à l'Ile-de-France », *Économie publique/Public economics* [En ligne], 01 | 1998/1, mis en ligne le 15 février 2007, consulté le 02 mai 2019. URL : <http://journals.openedition.org/economiepublique/2123>

économie publique public economics

Revue de l'**Institut d'Économie Publique**

Deux numéros par an

n° 1 – 1998/1



© De Boeck & Larcier s.a. 1998
Département De Boeck Université
Paris - Bruxelles

Toute reproduction d'un extrait quelconque de ce livre, par quelque procédé que ce soit, et notamment par photocopie ou microfilm, est strictement interdite.

Imprimé en Belgique

D 1998/0074/129

ISBN 2-8041-3041-X

économiepublique sur internet : www.economie-publique.fr

© Institut d'économie publique – IDEP

Centre de la Vieille-Charité

2, rue de la Charité – F-13002 Marseille

Tous droits réservés pour tous pays.

Il est interdit, sauf accord préalable et écrit de l'éditeur, de reproduire (notamment par photocopie) partiellement ou totalement le présent ouvrage, de le stocker dans une banque de données ou de le communiquer au public, sous quelque forme et de quelque manière que ce soit.

La revue **économie**publique bénéficie du soutien du Conseil régional Provence-Alpes-Côte d'Azur

ISSN 1373-8496

Les méthodes de quantification économique des coûts sanitaires de la pollution atmosphérique : application à l'Ile-de-France

Ghislain GENIAUX¹ et Ari RABL²

1. GREQAM

Groupement de Recherche en Économie Quantitative d'Aix-Marseille, Marseille

2. CENERG

Centre d'Energétique, Ecole des Mines, Paris

En matière de pollution de l'air, les coûts les plus élevés supportés par la collectivité concernent la santé. La santé publique constitue de ce fait un critère déterminant dans les décisions publiques liées à la lutte contre la pollution atmosphérique. Récemment, les progrès des études épidémiologiques [APHEA [Katsouyanni *et al.* 1996], Pope *et al.* [1995]], ERPURS [1994], Dockery *et al.* [1993], Bascom *et al.* [1996]], en termes de quantité et de qualité des données recueillies (niveaux de concentration des polluants et observation des effets sanitaires), et de qualité d'inférence statistique, ont conduit les pouvoirs publics à entreprendre des évaluations monétaires de ces coûts sanitaires pour plusieurs grandes agglomérations européennes (Chanel *et al.* [1996], Rabl [1996], ExternE[1995]).

Cet article rend compte des questions méthodologiques rencontrées dans les évaluations de ce type à partir de l'expérience de deux équipes ayant participé indépendamment, de façon isolée, à un programme d'évaluation économique des coûts sanitaires de la pollution en Ile-de-France pour le compte du ministère de l'environnement (Chanel *et al.* [1996], Rabl [1996]). Il a pour objectif d'exposer les fondements scientifiques et techniques, qui ont guidé ces deux équipes dans le choix d'une méthode d'évaluation et de présenter les résultats, et surtout les hypothèses, que les deux équipes ont jugés les plus pertinents.

Dans les deux premières parties, sont présentées les diverses méthodes d'évaluation économique permettant de quantifier monétairement les effets sur la morbidité et sur la mortalité de la pollution

atmosphérique. Les fondements théoriques, les hypothèses faites et les conséquences de ces hypothèses sur l'exercice d'évaluation sont alors explicités pour chaque méthode. On aborde également le problème de la robustesse des résultats obtenus et de la mise en œuvre pratique.

Dans une troisième partie, la méthodologie que nos deux équipes ont considéré comme la mieux adaptée au problème d'évaluation des effets à court terme de la pollution atmosphérique sur la santé est décrite. Elle consiste en un couplage entre méthode du coût économique de la maladie, s'appuyant sur des relations dose-réponse, ou plus précisément exposition-réponse, issues d'enquêtes épidémiologiques, et évaluations contingentes (principalement pour la valeur de vie statistique). La méthode du coût économique de la maladie est alors détaillée, de la construction des relations exposition-réponse entre niveaux de polluants et morbidité/mortalité aiguës à l'évaluation coûts-bénéfices de scénario d'évolution des niveaux de polluants.

1. Approche générale de l'évaluation économique en matière de santé

1.1 Évaluation et théorie économique

Précisons avant toute chose que la notion de valeur sur laquelle s'appuie la théorie micro-économique utilitariste qui sert de référence à notre propos, repose sur une conception subjective de la valeur (voir l'article de P. Point de ce numéro pour une discussion plus détaillée sur la notion de valeur). La valeur d'un bien est exprimée au sein de cette théorie à partir de l'utilité ou avantages que les individus retirent de la consommation de ce bien. Dans cette logique, la théorie économique sous-jacente à l'évaluation des relations entre la qualité environnementale et la santé s'appuie sur l'hypothèse que les préférences individuelles affichent un certain degré de substituabilité entre monnaie et santé. Ainsi, à travers le choix que font les agents en termes de répartition de leur consommation entre dépenses pour la santé et dépenses pour les autres biens de consommation, se révèlent les valeurs qu'ils attribuent à la santé. Dans ce cadre d'analyse, on peut ainsi interpréter l'arbitrage, observé ou révélé, entre les revenus et la santé comme une mesure des consentements à payer pour une amélioration donnée de la santé.

Si l'on se place dans une perspective de mesure de ces consentements à payer à travers la révélation des préférences par l'analyse des choix de consommation observés, cette proposition est soumise à plusieurs restrictions :

- Selon les pays, une partie plus ou moins importante des dépenses individuelles de santé est reportée sur le reste de la collectivité (système d'assurance maladie, mutualisation des risques). Les choix de consommation individuels ne reflètent donc pas cette partie du coût.
- La nature altruiste de certains individus peut faire qu'il existe des préférences pour la santé d'autrui non révélées par les choix de consommation individuels.
- Il existe des actions et des choix qui reflètent les préférences des individus pour la santé ne relevant pas de l'acte de consommation : le fait qu'un asthmatique utilise très fréquemment l'aspirateur pour éviter de vivre dans un environnement poussiéreux, par exemple, possède un coût au sein de la théorie utilitariste, mais celui-ci n'est révélé par aucune consommation observable.

Retenons que la mesure des consentements à payer par l'analyse des comportements de consommation ne met pas à jour l'ensemble des préférences pour la santé et peut être soumis à des biais par l'existence de mécanismes de mutualisations des risques. En effet, ces mécanismes de répartitions des coûts de la santé de l'individu vers la société dans son ensemble perturbent les mécanismes de marché pur sur lesquels se fonde ce type d'analyse. L'idée centrale sur laquelle toutes les méthodes de nature utilitariste reposent, tient dans le fait que l'on puisse interpréter l'arbitrage observé ou révélé entre les revenus et la santé comme une mesure des consentements à payer pour une amélioration de la santé.

1.2 Nature des coûts et bénéfices, et méthodes d'évaluation économique

La dégradation de la qualité de l'environnement peut affecter le bien-être des individus par le biais de la santé à travers plusieurs canaux³:

3. Les points 1) à 5) sont tirés de Cropper & Freeman(1991) et Desaiques & Point (1993).

- 1) A travers les dépenses médicales associées aux affections chroniques ou aiguës ;
- 2) A travers les pertes de revenus occasionnées par des arrêts maladie ;
- 3) A travers les dépenses de protection contre les effets de la pollution ;
- 4) A travers la diminution de bien-être induite par la maladie et ses symptômes (douleurs) ou l'impossibilité de poursuivre des activités récréatives ;
- 5) A travers la diminution de l'espérance de vie ;
- 6) A travers la dégradation de la santé d'autrui (enfants, famille, enfants à naître, voisinage, etc.).

A cela s'ajoute évidemment l'ensemble des bénéfices d'une amélioration de la qualité de l'environnement qui ne transite pas par la santé, comme, par exemple, la satisfaction de vivre dans un environnement plus sain ou encore la valeur de legs pour les générations futures d'un patrimoine naturel préservé.

S'il est aisé d'associer une contrepartie financière aux trois premiers canaux (dépenses médicales, pertes de revenus et dépenses de protection), les économistes ont été contraints de développer des méthodes d'évaluation adaptées aux autres composantes de la variation de bien-être afin d'en avoir la mesure la plus complète possible. Ces méthodes ont pour objectif d'attribuer une valeur monétaire à des biens non-marchands, c'est-à-dire n'étant échangés sur aucun marché, et donc sans indicateur de prix.

1.2.1 Les différentes méthodes d'évaluation

Il existe plusieurs méthodes permettant d'évaluer en termes monétaires des bénéfices d'une réduction du risque de morbidité ou de mortalité. Les principales méthodes sont la méthode d'évaluation contingente (MEC), la méthode des coûts de protection (MCP), la méthode hédonistique appliquée à des marchés spécifiques (MH), la méthode du coût économique de la maladie (MCEM), et la méthode des pertes de production du capital humain (MPPCH). Les trois premières méthodes trouvent leur fondement dans la théorie micro-

économique de l'utilité, et tentent de mettre à jour les préférences des individus. Elles le font soit de façon directe, par l'interrogation des individus sur leur consentement à payer ou à recevoir pour une variation donnée du risque de morbidité ou de mortalité (MEC), soit de façon indirecte, par l'observation des comportements de consommation sur des marchés liés à la santé comme les marchés de biens dits de protection (MCP), les marchés de l'emploi et du logement (MH). Les deux dernières méthodes, relèvent d'une autre sphère et tiennent plus de l'analyse comptable. La méthode du coût économique de la maladie évalue la baisse des coûts de santé publique résultant d'une réduction (théorique) de la pollution et ne s'intéresse qu'à la partie marchande des coûts. La méthode des pertes de production s'applique spécifiquement au calcul de la valeur de la vie humaine à partir de la productivité économique des individus.

On peut aussi distinguer les différentes approches selon qu'elles s'appuient ou non sur des relations statistiquement fondées entre la variation des indicateurs de pollution et la variation des indicateurs sanitaires. Plus précisément, on peut distinguer les approches qui s'attachent à estimer la valeur attribuée à une modification des indicateurs de pollution, et celles qui s'attachent à mesurer la valeur attribuée à la modification d'indicateurs sanitaires ou environnementaux consécutivement à une variation des indicateurs de pollution. Les liaisons entre indicateurs de pollution et indicateurs environnementaux et sanitaires sont déterminées par ailleurs et en dehors du champ de l'évaluation économique. C'est une distinction importante car elle détermine la nature des bénéfices que la, ou les, méthodes mises en œuvre doivent mesurer. Quelques éléments de formalisation sont nécessaires afin d'appréhender correctement cette distinction.

Le niveau de pollution p va affecter le niveau de bien-être d'un individu soit directement, soit à travers des effets indirects. Sous l'hypothèse qu'il n'existe pas de biens de protection marchands susceptibles de réduire les effets de la pollution atmosphérique, on peut alors formaliser la fonction d'utilité indirecte d'un individu en fonction de sa consommation globale, de son revenu et de la pollution p subie :

Soit une fonction d'utilité indirecte d'un individu telle que :

$$U(X;p,S(p),E(p),Y) = \bar{u},$$

où l'individu a maximisé sa consommation de biens courants X en fonction de sa contrainte budgétaire Y , mais n'a pas de contrôle sur p un ensemble de concentrations de divers indicateurs de pollution, $S(p)$ est une fonction reliant les variables sanitaires aux niveaux des indicateurs de pollution, $E(p)$ une fonction reliant les variables d'environnement (hors variables sanitaires) et les indicateurs de pollution, et \bar{u} un niveau de bien-être quelconque. On suppose qu'il n'y a pas d'actions de protection individuelles pour réduire les conséquences de p sur \bar{u} , et plus généralement, pas d'influence du niveau de pollution sur la consommation des biens courants.

L'effet d'une variation du niveau de pollution se décompose donc en trois effets, un effet direct e_1 et deux effets indirects e_2 et e_3 :

$$\frac{dU}{dp} = \underbrace{\frac{\partial U}{\partial p} dp}_{e_1} + \underbrace{\frac{\partial U}{\partial S} \frac{\partial S}{\partial p} dp}_{e_2} + \underbrace{\frac{\partial U}{\partial E} \frac{\partial E}{\partial p} dp}_{e_3}$$

Il est alors possible de distinguer trois types d'effets de la pollution sur le bien-être à partir de cette fonction, représentés dans la figure suivante :

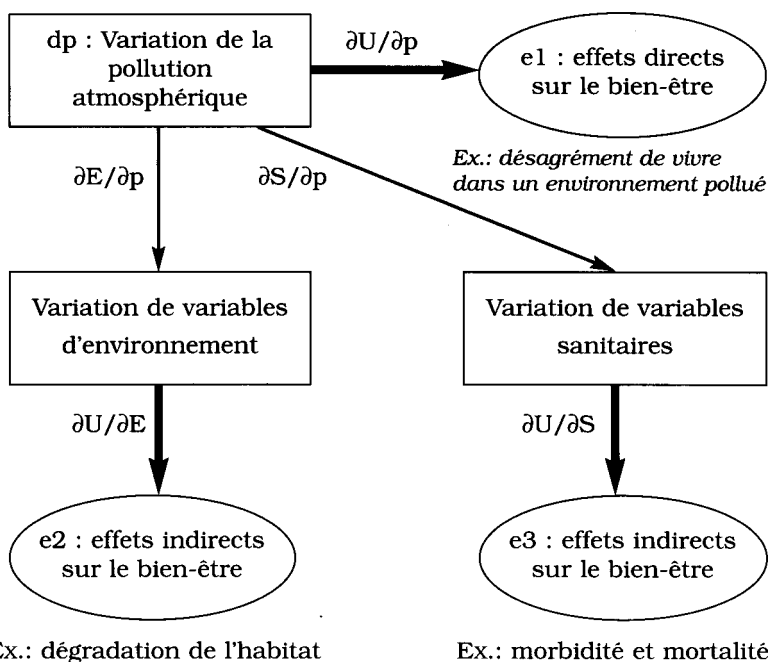


Fig.1 : Les différents effets d'une variation de la pollution atmosphérique.

Un individu qui tenterait d'apprécier la variation de son propre bien-être, consécutivement à une variation de la pollution, serait de toute évidence le mieux placé pour évaluer les conséquences sur son utilité des variations correspondant au calcul de $\partial U/\partial S$, $\partial U/\partial E$, $\partial U/\partial p$ (flèches en traits épais de la Fig. 10). Indubitablement, il faudra s'appuyer sur l'information qu'il peut révéler, ou que son comportement de consommation peut révéler, pour évaluer les conséquences sur le bien-être.

Toutefois, cet individu manque de connaissances médicales, biologiques, climatologiques, techniques,... et est incapable de traiter de façon isolée l'ensemble des informations permettant l'identification des affections subies imputables à une variation donnée d'un niveau de la pollution (calcul de $\partial S/\partial p$). Dans son évaluation ou dans les choix qu'il opère, $\partial E/\partial p$ et $\partial S/\partial p$ sont généralement mal estimés par manque d'information, et n'apparaissent pas explicitement dans le calcul. En effet, l'individu associe implicitement une valeur à dp dans le cadre d'une analyse globale subjective des effets de dp sur son bien-être, mais ne segmente pas les effets durant son calcul.

On peut suppléer cette capacité limitée de l'agent à traiter l'information totale contenue dans la segmentation des effets de la pollution, en étudiant spécifiquement les liens pollution-santé calculés à partir d'études épidémiologiques ou cliniques. Ainsi, dans un tel schéma d'évaluation, l'économiste se fondera sur une ou des études (estimant par exemple des fonctions exposition-réponse) pour établir les conséquences sur la mortalité ou la morbidité d'une variation de la pollution $\partial S/\partial p$, mais s'appuiera sur les préférences des agents $\partial U/\partial S$ pour évaluer leurs conséquences monétaires.

On distinguera donc les approches s'appuyant sur des relations pollution-santé statistiquement établies (issues d'études épidémiologiques ou cliniques) de celles laissant aux agents le soin d'évaluer les relations pollution-santé.

Dans le cas d'une évaluation économique reposant sur une relation exposition-réponse, le travail de l'économiste consistera essentiellement à mettre en oeuvre, pour chacun des effets sanitaires potentiellement affectés par le scénario de réduction de la pollution envisagé, la méthode d'évaluation économique la mieux adaptée : La MCEM si l'on ne s'intéresse qu'aux coûts marchands de la morbidité, ou une ou plusieurs des méthodes d'essence utilitaristes précédemment citées si l'on veut reconstituer une partie des coûts non-marchands associés à ces effets. Ainsi la question du choix des méthodes d'évaluation des prix fictifs à associer à chacun des effets, qui est centrale pour l'économiste, nécessite que soient présentées plus en détail chacune des méthodes disponibles.

2. Présentation des méthodes d'évaluation économique

La santé comporte de nombreuses dimensions, certaines objectives, d'autres plus subjectives. De plus, des variations de qualité environnementale peuvent affecter les individus de multiples façons, allant d'une variation de la fréquence du rhume ou de symptômes d'irritations à l'accroissement du risque de contracter une affection mortelle. Nous présentons les méthodes d'évaluation économique en distinguant celles portant sur la mortalité de celles portant sur la morbidité.

2.1 Évaluation d'une réduction du risque de mortalité

Associer une valeur économique à la vie humaine peut apparaître comme choquant si l'on considère le caractère sacré de la vie, mais s'avère nécessaire dès qu'il convient de mettre en œuvre une action publique modifiant le risque de décéder. Il ne s'agit pas d'un jugement de valeur mais d'une valeur de référence pour une allocation rationnelle des dépenses de protection du public.

Ce type d'information a deux vocations : fournir des arguments financiers dans les arbitrages entre budgets pour la lutte contre la pollution et autres budgets ; et permettre d'arbitrer entre différents projets modifiant les risques de mortalité sur des groupes de population différents (en termes d'âge, ou de risque de décès par exemple). Ces informations sont donc d'autant plus nécessaires si l'on désire que les choix publics en matière de santé reflètent au mieux les préférences de la collectivité. Le concept de vie statistique qui est utilisé, fait référence à une vie hypothétique dont la valeur est déterminée à partir de variations de la probabilité de décès, ou plus précisément, de la probabilité conditionnelle de décès pour chaque âge d'un groupe identifié de personnes à risque.

Il est à noter que dans le cadre de la pollution atmosphérique, où les effets touchent l'ensemble des populations urbaines, certes avec plus ou moins d'importance, l'obtention d'une valeur de référence pour la vie statistique a comme objectif principal de permettre de fournir des arguments financiers lors des discussions budgétaires où les coûts énormes que nécessite une lutte efficace contre la pollution atmosphérique doivent être compensés par des bénéfices sociaux (attendus) monétairement quantifiés.

Les méthodes d'évaluation de la réduction du risque de mortalité peuvent être regroupées au sein de deux approches différentes. La première s'appuie sur l'idée que la productivité économique des individus exprime leur valeur, reflet d'une efficacité au sein d'un système ayant pour objectif la création de richesse. Elle est connue sous le nom de méthode des pertes de production car elle utilise les gains espérés des individus durant leur vie comme mesure de leur valeur. La seconde approche étudie les consentements à payer des individus pour réduire les risques de décès comme fondement de la valeur de la vie humaine.

2.1.1 L'approche en pertes de production

Cette approche s'appuie sur une vision macro-économique du rôle de l'individu en tant qu'agent participant à l'activité économique d'un système. La place et le rôle de l'individu sont évalués à travers sa contribution productive au système. Dans ce contexte, la valeur de la vie à un instant donné est égale à la perte productive future évaluée comme la somme actualisée des revenus que l'individu aurait gagnés durant la partie restante de la durée de sa vie espérée. Landefeld & Seskin [1982] notent que ce concept trouve ses fondements dès le XVII^{ième} siècle, alors que sa formulation actuelle semble dater des années 1960. Une telle approche impose deux hypothèses : la valeur de l'individu est représentée uniquement par ce qu'il produit et cette productivité est correctement et uniquement mesurée par ses revenus.

Ces hypothèses sont fortement critiquées dans la mesure où la valeur de la vie humaine devient une valeur d'efficacité dictée par le système productif. De plus, la seconde hypothèse ne prend pas en compte le rôle de la production non-marchande. Cette omission est particulièrement troublante lorsque l'on considère les femmes au foyer, les associations, le bénévolat, etc. La critique la plus importante reste cependant que cette approche viole les principes fondamentaux de l'économie du bien-être, et plus précisément, qu'elle ne tient pas compte des préférences des agents dont toute valeur économique est pourtant issue.

Le calcul de la valeur de la vie humaine par les pertes de production requiert la connaissance des revenus par âge, des probabilités de survie pour chaque classe d'âge et du choix d'un taux d'actualisation. Ce dernier est particulièrement important, pour les enfants

et les jeunes adultes, puisque le passage d'un taux d'actualisation de 2,5 % à 10 % conduit à diviser par 5 le poids relatif d'un enfant par rapport à un adulte productif, d'après les calculs de Landefeld & Seskin [1982]. De plus, un enfant ne devient productif dans l'économie qu'à l'âge adulte, et cette approche attribue une valeur moins importante à de très jeunes enfants qu'à des adultes proches de la retraite, ou des enfants proches de l'âge adulte. En France, le Commissariat Général au Plan préconise la valeur de 8%, cohérente avec les taux de 6% à 10% utilisés dans la littérature anglo-saxonne, mais bien supérieure à la valeur préconisée par Lind (1982) entre 2 et 3%.

2.1.2 L'approche par les consentements à payer

Les accroissements de la longévité ou les réductions de la probabilité de décéder suite à un accident peuvent être évalués en se référant à ce que les individus consentent à payer pour les concrétiser. Cela présuppose que les agents traitent la longévité comme n'importe quel autre bien plutôt que comme une valeur hiérarchique (ordre lexicographique). Considérer des préférences fondées sur un ordre lexicographique reviendrait à exclure toute action ou choix de consommation pour lequel le décès de l'individu est possible. Or de nombreuses personnes se déplacent en voiture ou en transport en commun plutôt qu'à pied parce qu'elles trouvent ce moyen de locomotion plus confortable ou plus rapide, et ce, bien que cela accroisse leur risque de mourir prématurément. De même, certaines personnes acceptent des métiers risqués en contrepartie de compensations de salaire.

Dans ces deux exemples, les personnes considérées ont vraisemblablement effectué ces choix parce qu'ils amélioreraient leur bien-être en dépit de l'accroissement de risque de décès. Ainsi les agents font couramment des choix qui impliquent des arbitrages entre des biens économiques à différentes combinaisons de niveau de risque : on peut donc mesurer en termes monétaires la valeur attribuée au changement de risque de décès par ce moyen.

Au sein de la méthode du consentement à payer, peuvent être distinguées les valeurs résultant d'informations indirectes véhiculées par différents marchés et celles obtenues par l'évaluation contingente (qui résultent de disponibilités hypothétiques à payer). Les marchés concernés sont celui des dépenses de protection, celui du travail et celui du logement. Ces deux derniers font généralement appel aux méthodes hédonistiques.

2.1.2.1 Les méthodes indirectes fondées sur l'information disponible sur les marchés

a) La méthode des coûts de protection

Cette méthode consiste à considérer que certains achats permettent de réduire le risque de décéder, et sous l'hypothèse que ces achats sont effectués jusqu'au point où leur coût marginal égale la valeur marginale associée à la réduction de la probabilité de décès, il est possible d'attribuer une valeur à la vie humaine.

Elle repose sur la théorie du choix du consommateur et plus spécifiquement sur l'observation de la fonction de production des ménages. Cette théorie présuppose que chaque agent ou ménage est doté d'une fonction d'utilité et d'une variable «stock de santé». La logique économique sous-jacente est la suivante : chaque agent maximise son utilité en consommant, en plus de sa consommation courante, des biens dits de protection qui réduisent sa probabilité de décéder. Cette méthode a été utilisée avec les détecteurs de fumée (Dardis[1980]), les ceintures de sécurité (Blomquist [1979]) ou le changement des habitudes de consommation chez les fumeurs (Ippolito et Ippolito [1984]), mais reste lourde à mettre en œuvre et pose plusieurs problèmes.

En premier lieu, les biens de protection fournissent généralement des services joints, si bien qu'il peut être difficile de distinguer la part liée à la réduction d'un risque particulier en cas de réduction simultanée d'autres risques (celui d'être blessé ou de voir son magasin brûler dans le cas des détecteurs de fumées). Cela peut donc conduire à une surestimation des consentements à payer pour sauvegarder une vie humaine.

En second lieu, précisons que cette méthode s'appuie sur une caractérisation discutable des comportements des agents. Ceux-ci sont supposés afficher une rationalité qui implique une parfaite connaissance des biens de protection susceptibles de réduire leur probabilité de décès. Si les agents n'affichent pas cette caractéristique, la perception du risque, relativement objective, de l'observateur ne coïncidera pas avec celle des agents, et l'évaluation sera erronée.

Enfin, le caractère binaire des décisions de consommation empêche un calcul à la marge.

b) Les méthodes utilisant l'approche hédonistique

Il s'agit principalement d'approches utilisant les informations véhiculées par le marché du travail et celui du logement. Il est nécessaire, dans un premier temps, d'expliquer brièvement la méthode hédonistique et d'en dresser les limites.

La méthode hédonistique consiste en l'analyse de données de consommation de biens de même type mais dont les caractéristiques peuvent varier comme, par exemple le marché du logement. Les différentiels de prix entre des biens à caractéristiques différentes, mais de même type que l'analyse met à jour, permettent de construire un prix implicite pour chaque caractéristique. L'idée qui sous-tend ce type de modèle est que certains biens sont caractérisés par un ensemble d'attributs et que les décisions des consommateurs sont prises en fonction de la différence entre le bénéfice marginal et le coût marginal de chaque attribut. Ainsi, les biens comptant parmi leurs attributs principaux le risque de décès permettent par le biais de l'analyse hédonistique, l'évaluation de la valeur de ce risque.

D'un point de vue général, c'est-à-dire indépendamment des marchés sur lesquels on l'applique, on peut faire plusieurs reproches à cette méthode.

La perception des risques doit être la même entre l'observateur et les enquêtés. En effet, pour pouvoir raisonner sur la base d'un concept de risque objectif, il est supposé dans cette méthode que les agents ont une connaissance précise des caractéristiques attachées aux biens pouvant influencer l'état de santé et dans quelle mesure ces caractéristiques peuvent altérer ou améliorer leur santé.

En second lieu, la caractérisation des biens faite par l'observateur doit permettre de recouvrir l'ensemble des considérations qui influencent les décisions d'achat. Si cela n'est pas le cas, l'observateur tiendra comme équivalents des biens que les agents peuvent considérer comme différents et attribuera les choix effectués à un ensemble de caractéristiques ne correspondant pas à celles que les agents ont pris en compte lors de leur décision. D'un autre côté, si on élargit trop le nombre de caractéristiques qui conditionnent les choix, il faut proportionnellement élargir l'échantillon afin d'avoir des relations significatives.

Approche par l'étude des compensations de salaire.

L'idée à la base de cette approche consiste à considérer que les travailleurs perçoivent une prime visant à compenser le risque d'un décès accidentel. Il convient alors de connaître les risques de décès relatifs à diverses catégories de travailleur, et les salaires correspondants pour inférer une valeur de la vie humaine.

Pour valider l'évaluation par les compensations de salaire, il faut que le marché de l'emploi satisfasse trois conditions :

- L'agent doit être informé des risques auxquels l'expose son activité,
- L'offre des travailleurs ou leurs actions collectives doivent pouvoir influencer le niveau des salaires,
- L'agent doit pouvoir choisir librement parmi divers emplois.

Si l'agent n'est pas (ou mal) informé du risque, il n'adaptera pas son offre d'emploi au niveau réel du risque, et le différentiel de salaire n'existera pas (ou sera à un niveau n'exprimant pas la valeur réelle que les travailleurs attribuent au risque de décès). Etant donnée la structure actuelle du marché de l'emploi en France, la deuxième condition conduit à penser que les compensations de salaire pour exposition à des risques de décès n'apparaissent que dans des industries ou des secteurs fortement syndicalisés : seul un segment de la population constitue alors la population de référence et les valeurs calculées ne sont pas représentatives.

Approche par l'étude des prix des logements.

Elle consiste à observer les différences de valeurs entre les propriétés situées dans des zones de risque de décès différencié, comme les zones très polluées, ou à proximité de décharges toxiques ou de lignes à haute tension. Tout comme pour les salaires, le loyer (ou le prix de vente) peut refléter, entre autres choses, le risque associé à la localisation dans une zone fortement polluée (où le risque de décès est supérieur). Ce sont les méthodes hédonistiques qui sont généralement retenues, et permettent d'estimer une disponibilité à payer pour réduire le risque de décès.

L'approche par l'étude des compensations de salaires et celle par l'étude du prix des logements possèdent, outre les inconvénients propres à la méthode hédonistique, deux inconvénients spécifiques.

Elles reposent sur l'analyse de risques choisis. Or, dans le cas de la pollution atmosphérique, c'est avant tout sur des risques imposés que doit se porter l'analyse. De plus, ces deux méthodes ne permettent pas de séparer clairement les bénéfices imputables à une réduction de la morbidité, de ceux uniquement imputables au risque de décès.

2.1.2.2 La méthode d'évaluation contingente

La méthode d'évaluation contingente a pour objet la construction d'estimations de mesures compensées de variation de bien-être sur la base de données issues d'interrogations directes d'échantillons représentatifs d'agents. C'est un ensemble de procédures utilisées pour estimer la variation d'utilité ex-ante de l'impact d'une politique à l'aide de questionnaires directs, de jeux d'enchères ou de référendum.

Pour évaluer le bien-être social imputable à une baisse de la pollution atmosphérique, les questionnaires doivent mettre à jour les préférences concernant la baisse du risque de maladie, les souffrances et nuisances évitées, la joie de vivre dans un environnement plus sain, les jours d'inactivité épargnés, etc.

De façon plus précise, on propose aux agents un marché «contingent» dans lequel on leur propose de faire un choix, c'est-à-dire qu'on décrit à travers un scénario, une politique visant à réduire le niveau de pollution par exemple, l'évolution probable de l'environnement. On demande ensuite à l'enquêté quel est son consentement à payer pour la réduction d'une probabilité de décès dans une population donnée, et on relève un ensemble de caractéristiques socio-économiques le concernant (l'âge, le revenu, la situation familiale, etc.). Des questions annexes, souvent en fin de questionnaire permettent de contrôler certains des biais systématiques. Cet exercice de choix exige la résolution par l'agent de deux problèmes : un problème de formulation de la valeur (choix sous contrainte budgétaire) et un problème de révélation de cette valeur (opportunité et comportement stratégique)⁴.

Cette méthode est sujette à de nombreux biais : biais de contexte, biais hypothétique, biais stratégique, biais d'inclusion, biais liés au moyen de paiement, biais d'échantillonnage pour ne citer que les

4. Desaigues & Point (1993)

principaux. La correction de ces biais nécessite une rigueur particulière aussi bien dans l'élaboration du questionnaire que dans le traitement statistique des données⁵. Dans la mesure où on admet que l'enquête révèle un réel consentement à payer - révélation soumise aux imperfections de l'instrument - on peut classer les sources de biais en quatre catégories⁶:

- 1 L'utilisation de scénarii qui contiennent de fortes incitations pour les enquêtés à dénaturer leur vrai consentement à payer,
- 2 L'utilisation de scénarii qui contiennent de fortes incitations pour les enquêtés à s'appuyer improprement sur certains éléments seulement du scénario pour les aider à déterminer le montant de leur consentement à payer,
- 3 Une mauvaise spécification du scénario en décrivant incorrectement certains aspects de celui-ci, ou, alternativement, en présentant une description correcte du scénario mais incompréhensible par les enquêtés,
- 4 Un échantillonnage et une mise en œuvre incorrecte, de même qu'une agrégation impropre des bénéfices. Des ajustements pour les erreurs d'échantillonnage et d'agrégation doivent être effectués.

Un inconvénient majeur de cette méthode dans son application à l'évaluation d'une réduction du risque de mortalité est que, pour bon nombre de risques, les agents doivent s'appuyer sur des probabilités très faibles d'occurrence. Les individus auront des difficultés à distinguer entre une probabilité, par exemple, de 5 sur 100.000 et une probabilité de 1 sur 100.000 : certains de leurs choix deviennent alors incohérents. De plus, rien ne garantit que les consentements à payer ou à recevoir que les gens révèlent sur de faible variation du niveau de risque puissent constituer une base de calcul fiable pour évaluer les consentements à payer ou à recevoir pour une occurrence de décès. Il y a derrière ce calcul des hypothèses sur la perception des

5. Une explication détaillée de la construction des questionnaires se trouve dans Mitchell & Carson (1989) et les derniers avancements de l'analyse statistique des données de ce type d'enquête font l'objet d'un document de travail de Hanneman & Kaninnen (1997).

6. Mitchell & Carson (1989).

différents niveaux de risque dont la validité n'a pas encore été montrée. Ce problème de perception du risque n'a pas encore reçu de solution empirique probante, et les expériences visant à analyser la perception du risque de mortalité et les divers paramètres qui la conditionnent constituent un vaste champ de travail.

2.2 Évaluation d'une réduction de la morbidité

L'évaluation financière des bénéfices liés à une réduction de la morbidité est délicate, d'une part parce qu'elle revêt un grand nombre de formes et qu'elle possède une dimension temporelle, et d'autre part parce que les collectes de données sont lourdes à mettre en œuvre.

Le premier problème auquel se heurte la mesure des bénéfices d'une réduction de la morbidité est de définir, sans ambiguïté, ce qui constitue un effet indésirable sur la santé dans une perspective économique. Cette question apparaît, par exemple, quand des études cliniques révèlent qu'une exposition à un polluant fait apparaître des dysfonctionnements organiques chez certains sujets, sans qu'ils en souffrent nécessairement. Le changement est détectable mais est-il indésirable? Dans une perspective économique, la réponse à cette question dépend du point de vue de l'agent : est-il prêt à payer pour éviter ce changement ?

Apparaît donc ici toute l'importance du contexte informationnel dans lequel les agents évoluent. Les individus peuvent avoir des consentements positifs à payer pour éviter d'être en contact avec une substance, même à de très faibles doses, uniquement du fait de l'existence d'une polémique à propos de sa nocivité, et ce, même si le lien avec une affection possible n'est pas scientifiquement prouvé. Inversement, si les agents doutent de la fiabilité et de la pertinence des mesures de toxicité de certaines substances, une mise en garde n'entraîne pas automatiquement un consentement à payer positif pour éviter le contact avec ces produits. L'avis de toxicité émis sur certains coquillages en Bretagne par exemple, n'a que peu influencé les quantités ramassées, les individus faisant plus confiance à leur propre expérience et à l'avis de leur entourage qu'aux autorités.

Les méthodes d'évaluation de la réduction du risque de morbidité s'attachent à mettre en évidence soit des disponibilités à payer pour réduire les risques d'une affection ou d'un type d'affections, soit à calculer le coût sanitaire d'une réduction théorique de la pollution

atmosphérique. On distinguera principalement trois méthodes : la méthode des coûts de protection, la méthode d'évaluation contingente et celle du coût économique de la maladie.

2.2.1 La méthode des coûts de protection

Une grande partie des effets négatifs supportés par les individus, du fait de la dégradation de la qualité de l'environnement, peut être compensée par des mesures de protection comme les visites chez le médecin, les dépenses en purificateur d'air ambiant, en filtre pour l'eau ou en air conditionné, les produits visant à prévenir les crises d'asthme, les cures, etc.

La mise en œuvre de cette méthode d'évaluation, déjà détaillée dans la section 2.1.2.1.a), nécessite un inventaire et une collecte de données statistiques extrêmement importante auprès de chaque individu concerné. Parmi les variables nécessaires, citons la fréquence, la durée et la sévérité des symptômes induits par la pollution de l'air ; les niveaux moyens de pollution auxquels les individus sont soumis ; les actions préventives prises par les individus pour se protéger contre les effets de la pollution ; le coût de ces actions et les autres variables affectant l'état de santé (âge, état général de santé, présence d'affections chroniques, etc.).

Un certain nombre de problèmes propres à la morbidité sont à relever. Une séparation trop rigide entre biens normaux et biens de protection implique que l'identification des biens à vocation sanitaire peut s'avérer délicate : certains traitements par exemple peuvent être intégrés dans l'analyse soit comme une conséquence de la pollution, soit comme une action préventive des agents.

De plus, comme lors de l'évaluation d'une réduction de la mortalité, un problème de rationalité et de perception objective du risque se pose puisqu'il est fréquent que les agents ne fassent pas le lien entre leur état de santé et un niveau élevé de pollution à l'origine de l'affection alors que le lien apparaît statistiquement. On comprend la difficulté à fonder les conséquences économiques de la pollution uniquement sur les préférences individuelles. C'est une des raisons pour lesquelles il est préférable d'établir statistiquement la causalité entre la ou les sources et les conséquences.

Un autre problème réside dans le fait qu'il existe des comportements de protection qui n'entraînent aucune consommation. Ces

biens sont non-marchands mais caractérisables par un coût : leur omission conduit à une sous-estimation des consentements à payer.

Enfin, et c'est là le problème le plus important, s'il est possible d'identifier les biens de protection pertinents dans le cadre de la pollution de l'eau (filtres exclusivement destinés à l'amélioration de la qualité de l'eau, consommation d'eaux minérales) ce n'est pas le cas pour la pollution de l'air, dont il est très difficile de se protéger, et où les rares biens assimilables à des biens de protection fournissent de nombreux services joints. Les individus qui doivent théoriquement optimiser leur consommation en arbitrant entre biens de protection et autres biens de consommation ne peuvent le faire dans le cadre de la pollution de l'air suite à l'inexistence de biens de protection appropriés.

2.2.2 La méthode d'évaluation contingente

Construite selon le même modèle que celui utilisé dans le cadre de la mortalité (voir 2.1.2.2.), cette méthode cherche à évaluer le bien-être social d'une réduction de la morbidité imputable à une baisse de la pollution atmosphérique. Les questionnaires tentent ainsi de mettre à jour les préférences concernant la baisse du risque de maladie, les souffrances et nuisances évitées, la joie de vivre dans un environnement plus sain, les jours d'inactivité épargnés, etc.

Les divers biais relevés dans le cadre de la mortalité doivent ici également faire l'objet d'une attention particulière, mais certains problèmes spécifiques à la morbidité méritent d'être discutés.

La présence de mécanismes de report des coûts sanitaires individuels vers le reste de la collectivité, phénomène amplifié par l'existence de mutuelles santé complémentaires, constitue une première difficulté. En effet, la méthode d'évaluation contingente consiste en un choix hypothétique sous contrainte budgétaire. Or ce choix hypothétique va se faire sur la base de l'expérience qu'ont les agents du marché de la santé. Ce marché ne possède pas les propriétés que requiert la théorie économique du consommateur sur laquelle s'appuie l'évaluation contingente. Ainsi coexistent des comportements de consommation très différents selon que les agents considèrent les soins et médicaments comme des biens gratuits, presque gratuits, ou payants.

La distinction entre les évaluations visant à faire révéler les consentements à payer pour réduire la morbidité via une amélioration de l'environnement (liens de causes à effets subjectifs), et celles visant à faire révéler directement les consentements à payer pour réduire la morbidité (liens de causes à effets statistiques) s'avère d'intérêt pour exposer les autres problèmes.

Pour la première catégorie d'évaluation (liens de causes à effets subjectifs), la perception du risque dans le cadre d'une méthode s'appuyant sur des consentements à payer peut se révéler très complexe à gérer du fait de la façon propre à chaque agent de traiter les liens de causes à effets, ici les liens entre pollution et santé. Le rôle du contexte informationnel dans lequel l'agent est plongé joue ainsi un rôle primordial car c'est lui qui conditionne l'importance que l'agent porte à ce problème d'environnement et de santé. Les recommandations d'un comité scientifique américain⁷ semblent avoir partiellement résolu le problème du contexte informationnel. Il recommande de placer l'enquête dans un contexte de vote lors de toute enquête d'évaluation contingente, par exemple, en listant les arguments des personnes favorables au projet en question ainsi que les arguments de celles défavorables à celui-ci. Ainsi, les enquêtés qui ne connaissent que partiellement, voire pas du tout, les conséquences d'un projet touchant l'environnement, fondent leur évaluation sur un contexte informationnel commun. Mais une telle solution pose un problème supplémentaire : l'enquête ne crée-t-elle pas chez certains agents une nouvelle valeur (révélée) pour un bien qu'ils connaissaient mal, autrement dit, l'enquête ne modifie-t-elle pas activement les préférences de certains agents ?

De toute évidence, la méthode d'évaluation contingente est mieux adaptée à la deuxième catégorie d'évaluation (liens de causes à effets statistiques), au sein de laquelle elle a pour rôle d'évaluer les consentements à payer pour réduire la morbidité sur des pathologies données et plus spécifiquement sur certaines parties uniquement des coûts associés à ces pathologies (composantes non-marchandes du coût).

7. Le rapport du NOAA panel (National Oceanographic and Atmospheric Administration) de janvier 1993 (Arrow et al., 1993) et par la suite, le rapport du SAB (Science Advisory Board) de novembre 1993.

Le coût de la douleur constitue la principale composante non-marchande du coût associé aux pathologies d'origine respiratoire ou cardio-vasculaire imputables à la pollution atmosphérique. L'existence de système d'assurance maladie perturbe beaucoup moins l'évaluation de ce type de coût puisqu'il n'est pas soumis à remboursement. En revanche, d'autres problèmes apparaissent.

En premier lieu, une des principales difficultés, lorsqu'on aborde des biens de nature non-marchande «marquée» comme la valeur d'existence d'une espèce animale ou comme, ici, le coût de la douleur, est d'arriver à faire percevoir aux agents interrogés la réalité que doit refléter les consentements à payer ou les consentements à recevoir révélés. Il est en effet difficile pour les agents de concevoir le paiement du consentement à payer ou du consentement à recevoir hors de la situation hypothétique, et il est alors fréquent que les agents évaluent les consentements à payer ou les consentements à recevoir sans les intégrer au sein d'un calcul où la contrainte budgétaire et les arbitrages avec les autres biens sont réellement pris en compte. Il est donc nécessaire que des questions de contrôle spécifiques à ce problème soient intégrées dans les questionnaires. De plus, étant donné la nature de l'objet à évaluer, un problème de validation des résultats apparaît puisqu'aucune comparaison avec des données de marché n'est possible.

En second lieu, apparaît un problème d'échantillonnage et d'agrégation. Pour de nombreuses pathologies, on ne peut interroger que des individus affectés par la pathologie étudiée, c'est-à-dire connaissant le ou les symptômes pour les avoir subis et qui vont probablement les subir à nouveau. Les disponibilités à payer sont donc fortement dépendantes de cet état de fait. Les valeurs révélées doivent être corrigées pour pouvoir être reportées sur des populations plus larges où seule une probabilité de subir l'affection existe. Ces corrections doivent aussi pouvoir prendre en compte les disparités qui peuvent apparaître, pour diverses raisons (sensibilité différentes, conditions de vie, soins fournis, etc.), entre les personnes qui, sur la répétition d'un même type de symptômes, s'habituent à la douleur et celles pour qui la douleur va croissante.

Enfin, les scénarii construits dans ce type d'évaluation reposent souvent, dans un but évident de vraisemblance, sur l'existence de nouveaux traitements réduisant les douleurs associées à une pathologie : le problème de l'existence de système d'assurance peut perturber là aussi l'évaluation selon les exigences des personnes interrogées vis à vis des niveaux de protection sociale.

Malgré toutes ces difficultés, dont l'importance peut être minimisée par l'introduction de questions de contrôle adéquates et un traitement statistique systématique de tous les biais mis à jour, la MEC revêt le double avantage d'être l'unique méthode s'appuyant sur la révélation des préférences entièrement conciliables avec une approche utilisant des relations exposition-réponse et de permettre d'obtenir des évaluations sur des composantes non-marchandes des coûts associés à la morbidité.

2.2.3 La méthode du coût économique de la maladie

La méthode classique de mesure des coûts économiques de la maladie consiste à comptabiliser les diverses dépenses engendrées par l'apparition d'un ensemble de symptômes, et n'impose aucune hypothèse quant au comportement des individus puisqu'elle ne cherche à estimer que la partie marchande du coût de la maladie.

Elle consiste dans une première étape, en une estimation de l'effet marginal de la pollution sur la santé : on construit des fonctions exposition-réponse qui associent, à chaque niveau de pollution, une probabilité d'occurrence d'un événement morbide (maladie, hospitalisation, etc.).

Dans une deuxième étape, on attribue un coût économique aux différentes variations de l'état de santé (par exemple, le coût de l'asthme pour un individu en termes de frais d'hospitalisation et de journées d'activité en moins). Cette méthode prend en considération l'ensemble des coûts sanitaires directs (consultations ou visites à domicile du praticien, dépenses pharmaceutiques engagées et dépenses de protection) et indirects (coûts associés à la période d'inactivité professionnelle, à la perte de salaire résultant de la non-activité). L'échantillon sur lequel se fonde l'enquête épidémiologique doit être assez large pour permettre l'utilisation de coûts marginaux moyens par variable sanitaire. Enfin la mise en relation des fonctions exposition-réponse et des coûts moyens permet de calculer le bénéfice total associé à une diminution de la pollution de l'air.

2.3 Conclusion sur l'aspect méthodologique

Dans un contexte purement théorique, c'est-à-dire lorsqu'on met de côté, les imperfections et les problèmes de mise en œuvre des méthodes d'évaluation des préférences qui peuvent perturber une révélation correcte de celles-ci, on peut facilement montrer que seule une méthode d'évaluation contingente correctement mise en œuvre est capable de mesurer l'ensemble des bénéfices imputables à une réduction de la morbidité. On peut aussi montrer que la méthode d'évaluation contingente fournit une borne supérieure exprimant les consentements à payer réels; la méthode du coût économique de la maladie une borne inférieure⁸ et la méthode des coûts de protection une valeur intermédiaire.

Si le choix de la méthode est clair dans ce cadre d'hypothèse, il l'est beaucoup moins dans la réalité, compte tenu des divers biais et problèmes méthodologiques soulevés lors de l'exposition des méthodes.

Pour ce qui est de la morbidité, la méthode du coût économique de la maladie semble être la méthode la mieux adaptée aux informations et données accessibles. De plus, elle ne fait aucune hypothèse sur le comportement des agents et ne s'appuie que sur des coûts réels, relativement aisés à quantifier. Elle gagne ainsi en crédibilité et permet surtout d'énoncer de façon presque certaine ce qu'un niveau élevé de pollution coûte au minimum à la société, une valeur plancher, sous réserve :

- que les liens de causalité pollution-santé révélés par le traitement statistique de l'enquête épidémiologique soient exacts,
- que les coûts marchands utilisés pour chaque pathologie, généralement des coûts moyens par pathologie toutes causes confondues, soient invariants au fait que l'origine de l'affection soit précisément la pollution atmosphérique,
- et enfin que ces coûts moyens soient proches des coûts marginaux moyens.

8. Notons qu'une étude de Shechter (1991), dans laquelle sont utilisées les trois méthodes précédentes, montre que la mesure du bénéfice d'une amélioration de la qualité de l'air obtenue par la méthode du coût économique de la maladie est la plus élevée. L'auteur explique ce résultat par le fait que les mesures ont été effectuées dans un pays (Israël) où les agents bénéficient d'un système d'assurance maladie presque complet.

Toutefois, il convient d'être conscient que les bénéfices autres que ceux concernant les soins médicaux et les jours d'inactivité ne sont pas pris en compte, et qu'immanquablement les variations de bien-être social liées à une baisse de la pollution sont sous-estimées. Ceci peut être corrigé par la prise en compte, entre autres, des souffrances évitées à travers *la méthode d'évaluation contingente*, qui est la seule des trois méthodes à permettre ce genre d'évaluations.

Dans l'étude empirique que nous avons menée, qui concerne l'évaluation des effets sanitaires de la pollution atmosphérique en Ile-de-France, on ne disposait malheureusement pas pour la France d'études assez larges sur ces coûts non-marchands pour envisager de les intégrer de façon globale. De plus, n'en introduire qu'une partie aurait, sans aucun doute, nuit à la reconnaissance de ce chiffre plancher que fournit la MCEM. Nous avons donc décidé de considérer uniquement les coûts marchands de la morbidité. Le même problème de reconnaissance se posait avec l'évaluation de la mortalité. Toutefois, nous avons préféré fournir une estimation de ce coût à titre indicatif, d'une part pour mettre en évidence un problème relatif à l'utilisation de relation exposition-réponse pour la mortalité aiguë, et d'autre part pour rappeler que les plus grosses marges d'incertitude, mais également les coûts les plus importants, concernent avant tout les incidences de la pollution atmosphérique sur la mortalité.

3. Les bénéfices sanitaires d'une réduction de la pollution de l'air en Ile-de-France : la contribution de la morbidité et de la mortalité

Les études épidémiologiques récentes montrent que la pollution de l'air a des impacts significatifs sur la santé, même aux faibles concentrations que l'on trouve dans les villes de l'Europe et de l'Amérique du Nord depuis l'imposition des réglementations sur la qualité de l'air. En fait, comme le constatent Quénel *et al.* [1995] «L'absence d'effet de seuil semble de plus en plus admise», et dans un rapport récent sur la pollution atmosphérique, le CADAS assure que «... les études épidémiologiques n'ont pas permis de mettre en évidence un seuil d'innocuité» [CADAS 1996].

Puisque l'objectif d'une protection totale de la population devient irréaliste face à l'absence d'un seuil sans risque, il convient d'essayer de quantifier au mieux les risques et les coûts afin de permettre une gestion rationnelle de l'environnement. Etant donnés les progrès de dépollution déjà réalisés et la présence de rendements d'échelles décroissants⁹ dans les technologies de réduction des émissions, la nécessité d'une analyse coût-bénéfice s'impose de plus en plus. Les dispositifs de dépollution mis en place dans le passé, par exemple la désulfuration des fumées, sont sans doute justifiés, mais la rentabilité des dispositifs futurs n'est pas assurée automatiquement.

3.1 Les effets de la pollution de l'air sur la santé

Le Tableau 1 décrit les principaux polluants de l'air et leurs effets sur la santé. La deuxième colonne indique si un effet est dû directement au polluant primaire (c'est-à-dire émis par la source) ou au polluant secondaire formé par transformation chimique dans l'atmosphère.

Il est difficile d'être précis et exhaustif à l'aide d'un tel tableau. Les connaissances épidémiologiques sont en évolution rapide et les incertitudes importantes. Par exemple, la catégorie des particules est un fourre-tout, et on ne sait pas précisément quels aspects de celles-ci sont en cause (composition chimique, acidité, solubilité, taille, masse, nombre, ...). Selon le type de mesure utilisé, on parle de fumées noires (FN) ou de particules en suspension (PS) ; pour les PS, on ajoute un index qui indique en μm le diamètre maximal des particules. Par exemple les stations en France ont mesuré soit les FN, soit les PS₁₀.

Une fraction importante des particules (variable selon les conditions locales, mais typiquement dans une fourchette d'environ un tiers à deux tiers) est composée d'aérosols de nitrates et de sulfates, polluants secondaires formés par réaction chimique des NO_x et SO_x dans l'atmosphère. Les connaissances sur la nocivité de ces aérosols sont très limitées, surtout pour ce qui concerne les nitrates. Si l'on accepte, comme le fait le programme ExternE [1995, 1997] de la CE [EC 1995], l'hypothèse selon laquelle le facteur primordial est la masse des particules, on trouve que les impacts des aérosols sont beaucoup plus importants que les impacts directs de leurs précurseurs NO_x et SO_x. En revanche, si les nitrates et/ou les sulfates n'ont pas d'effets significatifs, les fonctions exposition-réponse des particules peuvent être assez différentes selon les villes considérées.

9. Plus le niveau d'émission est faible plus le coût pour éviter une tonne supplémentaire d'un polluant augmente.

3.2 Etablissement des fonctions exposition-réponse

3.2.1 Effets aigus et chroniques

La fonction Exposition-Réponse (E-R), exprime la relation entre concentration ambiante et quantité d'impacts. La plupart des fonctions exposition-réponse, par exemple celles de l'étude ERPURS, ont été élaborées à partir d'une analyse statistique des corrélations à court terme entre les concentrations ambiantes d'un polluant et certains effets de santé publique qui surviennent dans les jours suivants. C'est la méthodologie la plus utilisée, parce qu'elle est suffisamment sensible pour détecter les effets au-dessus du bruit de fond et que sa mise en œuvre n'est ni trop difficile, ni trop coûteuse. Toutefois, elle ne permet de déterminer que les fonctions E-R dites aigües, correspondant aux effets aigus.

Tableau 1. Les polluants de l'air et leurs effets sur la santé. Plusieurs des polluants primaires créent des polluants secondaires par transformation chimique dans l'atmosphère.

Polluant primaire	Polluant secondaire	Impacts
particules (FN, PS ₁₃)		mortalité morbidité respiratoire et cardio-vasculaire (hospitalisations, visites chez le médecin, arrêts de travail, activité restreinte), cancers
SO₂		mortalité morbidité respiratoire et cardio-vasculaire (hospitalisations, visites chez le médecin, arrêts de travail, activité restreinte)
SO₂	sulfates	est-ce que leurs impacts sont comme ceux des autres particules? rôle de l'acidité?
NO_x		morbidité respiratoire, irritation de l'œil
NO_x	nitrates	est-ce que leurs impacts sont comme ceux des autres particules? (manque d'études épidémiologiques)
NO_x+COV	ozone	mortalité morbidité respiratoire, irritation de l'œil
COV (compos.organ. volatiles)		pour la plupart peu d'effets directs à des concentrations ambiantes typiques (exceptés les HAP)
HAP (hydrocarb. arom. polycycl.)		cancers
CO		mortalité morbidité cardio-vasculaire
dioxines		cancers
As, Cd, Cr, Ni		cancers autre morbidité
Hg, Pb		morbidité (neurotoxique)

La totalité des impacts de la pollution est probablement beaucoup plus importante du fait des effets chroniques. La détermination des fonctions E-R chroniques est extrêmement difficile, nécessitant des procédures lourdes afin d'éliminer les facteurs de confusion tels que le tabagisme. Pour illustrer ce point, il suffit d'imaginer une campagne de mesure de la mortalité du tabagisme par observation des fluctuations de mortalité journalière si l'on impose une interdiction de fumer épisodique, par exemple quelques jours par mois. On verrait l'effet aigu sur quelques individus hypersensibles, mais on passerait totalement à côté des effets importants tels que l'emphysème et le cancer.

La terminologie des fonctions E-R aiguës et chroniques est également utilisée pour la mortalité, bien que ces attributs puissent paraître étonnants. Jusqu'à présent, les seules études sur la mortalité chronique ont été effectuées aux USA [Abbey *et al.* 1991, Dockery *et al.* 1993, Pope *et al.* 1995]. Ici nous utilisons celle de Pope *et al.* car elle se distingue par une collecte de données nettement plus importante que les autres études : une cohorte de 550000 individus a été suivie pendant environ 7 ans (voir le Tableau 2 et la Fig.4). Abbey *et al.* ont trouvé une augmentation de la morbidité chronique mais pas de la mortalité chronique (sauf cancers chez les femmes).

Tableau 2. Etudes prospectives de cohortes pour la mortalité chronique.

Etude	Echantillon	Durée	Résultat
Abbey et al. 1991	6000 secte de non- fumeurs, Californie	10 ans	pas de mortalité chronique (sauf cancers chez les femmes)
Dockery et al. 1993	8000 6 villes USA	14 - 16 ans	mortalité chronique et cancers des poumons
Pope et al. 1995	550000 151 villes USA	7 ans	mortalité chronique et cancers des poumons

3.2.2 L'évaluation de la mortalité

Les premières études de quantification des coûts externes de la pollution de l'air ont calculé le coût de la mortalité en multipliant l'augmentation du nombre de morts (nombre de morts par jour selon la fonction E-R) par la valeur de la vie humaine. Cette approche a été critiquée parce qu'il semble que la mortalité prématurée due à la

pollution de l'air ne concerne qu'une partie de la population (les plus vieux, les plus malades, ...) qui ne subit qu'une réduction assez courte de l'espérance de vie.

En fait, il y a une différence fondamentale entre les fonctions E-R pour la mortalité et pour la morbidité. La probabilité de mourir est exactement égale à l'unité, indépendamment de la pollution, tandis que les incidents de morbidité, par exemple une crise d'asthme, augmentent avec la pollution. Un individu peut avoir la même maladie chaque fois que la pollution augmente, mais quand il meurt, il disparaît de la population étudiée. Tandis que les coûts de la morbidité se calculent par simple multiplication de la fonction E-R et du coût par cas de morbidité, les coûts de la mortalité nécessitent d'abord une réflexion sur la valeur d'une réduction de l'espérance de vie et sur ce qui est mesuré par les fonctions E-R de la mortalité.

Il faut donc clarifier le choix de l'évaluation économique : faut-il baser l'évaluation sur le nombre de morts prématurés N_{morts} (déterminé par la fonction E-R) selon

$$\text{choix «}N_{\text{morts}}\text{» : coût}_{N_{\text{morts}}} = N_{\text{morts}} \times V_{\text{vie}} \quad (1)$$

ou plutôt sur la réduction ΔT de l'espérance de vie

$$\text{choix «}\Delta T\text{» : coût}_{\Delta T} = N_{\text{morts}} \times \Delta T \times V_{\text{an}} \quad (2)$$

V_{an} étant la valeur d'une année de vie ? Puisque l'on ne dispose pas de données directes pour V_{an} , il faut la construire à partir de la valeur V_{vie} de la vie humaine. Le plus raisonnable est d'imaginer V_{vie} comme la somme d'une série de valeurs annuelles, actualisées avec un taux d'actualisation τ sur T_p années

$$V_{\text{vie}} = V_{\text{an}} + \frac{V_{\text{an}}}{1+\tau} + \frac{V_{\text{an}}}{(1+\tau)^2} + \dots + \frac{V_{\text{an}}}{(1+\tau)^{T_p}} \quad (3)$$

T_p étant la perte de vie dans les études sur la valeur de la vie humaine. Typiquement ces études sont basées sur les risques d'une mort accidentelle, et T_p est dans la fourchette de 30 à 45 ans. Sans actualisation, on trouve

$$v_{\text{an}} = V_{\text{vie}}/T_p \quad . \quad (4)$$

Naturellement, le choix entre ces deux méthodes d'évaluation change totalement le résultat : par exemple si la réduction ΔT pour la mortalité aiguë est 0,4 ans, tout en supposant $T_p = 40$ ans et $\tau=0$, on trouve que $\text{coût}_{\Delta T}$ ne représente que 1/100 de $\text{coût}_{N_{\text{morts}}}$.

Il est intéressant de considérer les conséquences du choix en comparant deux politiques hypothétiques A et B. Supposons que A augmente l'espérance de vie de 1000 personnes de 5 ans et B augmente l'espérance de vie de 5000 personnes de 1 an. Evalué selon $\text{coût}_{\Delta T}$ avec un taux d'actualisation de 0, ces deux politiques ont la même valeur ; l'augmentation de l'espérance de vie collective est la même. Mais dans la limite $\tau \rightarrow \infty$ l'évaluation selon $\text{coût}_{\Delta T}$ la valeur de A serait 5 fois celle de B (résultat équivalant à l'évaluation selon $\text{coût}_{N_{\text{morts}}}$). En effet, une évaluation selon $\text{coût}_{N_{\text{morts}}}$ actualise tellement les années futures que leur valeur devient négligeable.

On critique souvent la myopie des décisions. Cette myopie est implicitement équivalente à l'utilisation d'un taux d'actualisation trop élevé. Si notre objectif est de fournir des informations pour guider une politique rationnelle, il semble donc approprié de choisir l'approche d'une évaluation $\text{coût}_{\Delta T}$, avec un taux d'actualisation raisonnable, dans une fourchette de 2 et 8%.

Comme autre argument, supposons que la politique A puisse être mise en place en deux étapes, une première, A', qui augmente l'espérance de vie de 1000 personnes de 1 an, et une deuxième, A'', qui ajoute 4 années de plus. Selon une évaluation $\text{coût}_{N_{\text{morts}}}$ on trouverait une valeur de zéro pour la politique A'' qui augmente l'espérance de vie sans réduire le nombre de morts prématurées, alors qu'en revanche la politique inverse de A'', qui réduit l'espérance de vie, serait sans coût.

Pour l'application de l'approche du $\text{coût}_{\Delta T}$, on se heurte à une difficulté : les fonctions E-R de la mortalité aiguë ne fournissent aucune information sur la réduction ΔT de l'espérance de vie. Elles ne mesurent qu'une variation du nombre de morts par jour en fonction de la pollution, mais cette variation est indépendante de ΔT (Rabl 1997). Etant ni dieu (omniscient) ni diable (prêt à faire des expériences illimitées sur l'espèce humaine), on n'a pas de données sur ΔT , seulement quelques vagues intuitions selon lesquelles ΔT serait de l'ordre de quelques semaines à un ou deux ans. Le Programme ExternE, par exemple suppose que la perte moyenne est de 9 mois = 0,75 ans pour la mortalité aiguë (Hurley 1997), mais cela

nous semble trop long et nous choisirons plutôt 2,7 mois = 80 jours. Nous arrivons à ce choix en regardant qu'elles seraient les valeurs les plus extrêmes plausibles : la perte moyenne doit être au moins de quelques jours pour être détectable, et il semble peu plausible qu'elle aille au-delà de quelques années. Si l'on suppose que la vraie valeur a une probabilité de 95% de se trouver entre 5 et 1280 jours, avec une distribution lognormale, on trouve une médiane de 80 jours et un écart type de 4. La distribution est approximativement lognormale si ΔT est le résultat de plusieurs facteurs multiplicatifs. Avec une distribution normale ΔT serait plus important. C'est naturellement bien sûr un argument spéculatif, faute de mieux.

En revanche, les fonctions E-R de la mortalité chronique sont déterminées par l'observation d'une cohorte sur une longue durée (voir le Tableau 2), et elles prennent en compte implicitement la réduction de l'espérance de vie. Pour comprendre ce point, il faut prendre garde aux différentes définitions de mortalité qui sont utilisées. Les fonctions E-R de la mortalité aiguë mesurent une variation du nombre de morts par jour, les fonctions E-R de la mortalité chronique déterminées par les études de cohortes (voir le Tableau 2) mesurent une variation de la probabilité de mourir par tranche d'âge, et pour calculer coût $_{\Delta T}$ on a besoin de la réduction de l'espérance de vie.

La relation entre les fonctions E-R de la mortalité chronique, et la réduction de l'espérance de vie ΔT , est obtenu en intégrant la probabilité de mourir par tranche d'âge sur la distribution des âges dans la population, car les résultats des études de cohortes sont rapportés en termes d'une augmentation du risque de mourir selon le «proportional hazards model» de Cox (Cox and Oakes 1984). Le résultat de cette intégration permet d'exprimer la fonction E-R de Pope et al. (1995) pour la mortalité chronique en termes d'une augmentation du nombre d'années perdues $\Delta n_{\text{années}}$ dans une population exposée à un incrément Δc pendant un an de la façon suivante [Externe 1997, Rabl 1997]

$$\frac{\Delta n_{\text{années}}}{\Delta c} = 7,2 \times 10^{-4} \text{ années}/(\text{pers.} \cdot \text{an} \cdot \mu\text{g}/\text{m}^3) \text{ de PS}_{2,5}. \quad (5)$$

Par exemple, en Ile-de-France (IdF) la concentration moyenne de FN est $31,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et la mesure FN est environ égale à la mesure $\text{PS}_{2,5}$. Une réduction de 10 % des FN augmenterait donc l'espérance

de vie moyenne de la population francilienne par

$$\frac{7,2 \times 10^{-4} \text{ années}/(\text{pers.} \cdot \text{an} \cdot \mu\text{g}/\text{m}^3) \times 3,199 \mu\text{g}/\text{m}^3}{23 \times 10^{-4} \text{ ans}} = 8,3 \text{ jours.}$$

Pour une population de N_{pop} individus dans la population se calcule ensuite selon

$$\Delta \text{coût}_{\Delta T} = N_{\text{pop}} v_{\text{an}} \frac{\Delta n_{\text{années}}}{\Delta c} \Delta c. \quad (6)$$

3.3 Les Résultats ERPURS

3.3.1 Forme des fonctions E-R

L'étude ERPURS a analysé des effets à court terme des polluants classiques en région IdF pendant une période comprise entre 1987 et 1992. Les régressions de l'étude ERPURS [1994] ont utilisé des transformations logarithmiques ou exponentielles des concentrations, ce qui donne une allure non linéaire aux fonctions E-R. Le rapport indique chaque fonction par 4 points qui correspondent à 4 niveaux de chaque polluant :

- P5 = niveau de concentration non dépassé pendant 5% du temps,
- P50 = niveau de concentration non dépassé pendant 50% du temps,
- P95 = niveau de concentration non dépassé pendant 95% du temps,
- P5 + 100 = niveau de concentration P5 + 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ du polluant.

Les fonctions E-R de l'étude ERPURS [1994] indiquent l'augmentation du risque relatif au niveau de concentration de base P5. Le niveau P5+100 permet une comparaison directe avec les études internationales qui sont pour la plupart présenté par un seul chiffre : la pente de la fonction E-R.

Nous avons utilisé, dans nos calculs, une fonction linéaire¹⁰ entre les points P5 et P5+P95. Ce choix est motivé par les points suivants qui sont également illustrés et justifiés par les Figs. 2 à 4 :

1) Le zéro de pollution n'étant pas réaliste, les autorités publiques en charge des questions environnementales ont plus à attendre de l'appréciation du bénéfice espéré d'une réduction réalisable à moyen terme. Une réduction de quelques dizaines de pour-cent autour du niveau P50 semble réalisable. En revanche, pour une réduction proche de P5, la non linéarité des fonctions logarithmiques ne devient plus importante que pour une réduction proche de P5.

2) La pente de la droite entre P5 et P5+P95 est une bonne représentation des pentes autour du niveau P50 ; au regard des incertitudes, les différences ne sont pas significatives.

3) Dans une publication plus récente [Quénel et al. 1995], les auteurs fournissent de nouveaux résultats pour plusieurs des impacts de l'étude ERPURS [1994] ; ces résultats sont présentés sous forme linéaire (voir par exemple le Tableau VI de Quénel et al. 1995, et la Fig.2).

4) La plupart des fonctions E-R dans la littérature internationales sont linéaires.

5) Deux études importantes affichent des données permettant de tracer une fonction E-R de forme linéaire, voir Fig.3 [Dockery et al. 1993], et Fig.4 [Pope et al. 1995].

6) La différence entre la droite et la fonction logarithmique est plus importante pour de faibles doses, l'accroissement du risque par $\mu\text{g}/\text{m}^3$ quand la pollution est réduite (vers un risque infini à zéro pollution) ne semble pas plausible au regard des autres fonctions exposition-réponse connues.

7) L'interprétation des résultats linéaires est plus transparente ; une simple multiplication permet d'évaluer différentes hypothèses sur les réductions des polluants, les fonctions E-R et les incertitudes.

10. Les valeurs des pentes sont indiquées dans le Tableau 3.

Pour les fonctions exponentielles, la linéarisation ne pose pas de problème : leurs paramètres sont tels qu'ils donnent une allure quasiment linéaire entre P5 et P5+P95. En revanche, les fonctions logarithmiques affichent une nonlinéarité marquée. La Fig. 2 compare trois fonctions E-R pour la mortalité cardio-vasculaire par le SO₂ : la fonction ERPURS [1994] (pour Paris), et les fonctions publiées par la suite par les mêmes auteurs pour Paris et pour Lyon. On voit que la forme linéaire que nous avons choisie est justifiée au vu des incertitudes et des différences entre les différentes études. La différence entre Paris et Lyon pourrait venir d'une différence entre les expositions réelles et les concentrations aux stations de mesure.

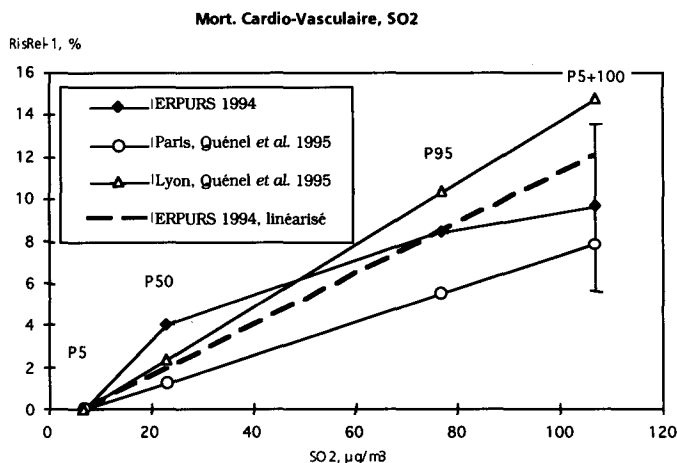


Fig. 2 : Comparaison des fonctions E-R pour la mortalité aiguë due aux SO₂, d'ERPURS [1994] et de Guénel et al. [1995] (RisRel = risque relatif par rapport à P5). La barre d'erreurs montre l'intervalle de confiance à 95% pour ERPURS. La droite pointillée indique la linéarisation des fonctions ERPURS, utilisée dans le présent article.

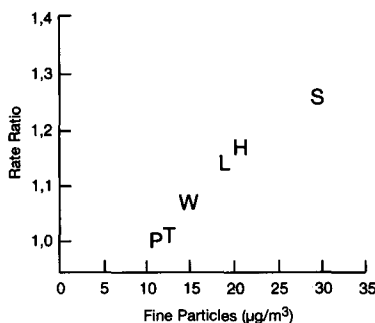


Fig. 3 : Fonction E-R pour la mortalité chronique [Dockery et al. 1993] en fonction des PS_{2,5} : comparaison des taux de mortalité dans 6 villes aux USA.

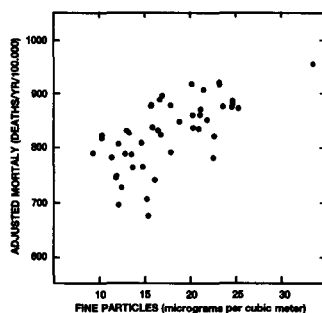


Fig.4 : Mortalité chronique de Pope et al. [1995] en fonction des $PS_{2,5}$: comparaison des taux de mortalité (avec correction pour âge, sexe et race) dans 50 régions urbaines aux USA.

Tableau 3. Les fonctions E-R linéarisées utilisées dans le présent article.

Les coefficients représentent l'augmentation des cas en % par $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (= pente de la droite entre les points P5 et P5+P95 du rapport ERPURS [1994]), pour les concentrations 24hr (sauf 8hr pour O_3). Les colonnes deux et trois indiquent le nombre moyen de cas/an en IdF et le coût par cas. Nous utilisons les coefficients pour les sous-groupes (d'âges ou de maladies) seulement s'il n'y a pas de coefficient pour le groupe englobant ; les coefficients utilisés pour nos résultats (Tableau 5 et Figs. 6 et 7) sont indiqués en gras.

	cas / an	F / cas	FN	PS 13	SO₂	NO₂	O₃
Mortalité toutes causes	47100	61100	7,0	7,2	6,9	7,6	5,9
dont respiratoire	3290	61100		19,3			
dont cardio-vasculaire	15700	61100	8,1		12,0		
Hospital. respir. tous âges	57700 ^a	32900	5,4		5,1		
dont 15 - 64 ans	24100 ^a	32900				11,3	6,7
dont > 64 ans	16060 ^a	32900			10,7		10,4
dont BPCO tous âges	8760 ^a	32900			12,3		12,6
dont BPCO > 64 ans	8030 ^a	32900					18,6

	cas / an	F / cas	FN	PS 13	SO ₂	HO ₂	O ₃
dont asthme tous âges	10220 ^a	28700			8,6	16,8	
dont asthme 0 - 14 ans	3650 ^a	28700			14,2		
dont asthme 15 - 64 ans	5110 ^a	28700			17,6	15,5	
Hospital. cardio-vasculaire	150000 ^a	45200	8,9	5,5	7,1	4,5	
dont myocard. ischém.	45300 ^a	45200	13,5	8,5	13,6	8,2	
Vis. Médicale Aff. VRS tous âges	3940000 ^b	500	7,9		11,1	25,4	
dont 0 - 14 ans	1493000 ^b	500			19,4	36,3	23,8 ^d
Vis. Méd. Aff. VRI tous âges	2115000 ^b	600	9,0	9,1	9,1	19,6	9,2
dont 0 - 14 ans	664000 ^b	600				14,8	28,6
dont 15 - 64 ans	995000 ^b	600	16,3	13,7	21,4	28,4	
dont > 64 ans	373000 ^b	600					17,1
Vis. Méd. asthme tous âges	332000 ^b	250	28,6	25,7	23,7	56,4	
dont 0 - 14 ans	41500 ^b	250		22,4	39,9		
dont 15 - 64 ans	207000 ^b	250	19,0			45,9	25,0
Vis. Médicale maux tête	1161000 ^b	140	21,4	20,3	15,1	28,8	
Vis. Médicale œil	207000 ^b	140					24,9
Urgences Péd. Aff. VRS	6570	130					29,1 ^d
Arrêts Trav. Respiratoire	498000 ^c	3970		22,7	27,4	25,2	
dont Aff. VRI	125000 ^c	3970			24,6		
Arrêts Trav. Cardio-vasculaire	125000 ^c	16900		15,6			

^a avec facteur 2 pour extension hosp. assist.publ. → toutes hospitalisations

^b avec facteur 114 pour extension SOS méd. → toutes visites

^c avec facteur 6,14 x 10⁶/18000 pour extension EdF-GdF → population IdF

^d calculés au prorata des concentrations max 1hr

BPCO = broncho-pneumopathies chroniques obstructives

Affect.VRS = affection des voies respiratoires supérieures

Affect.VRI = affection des voies respiratoires inférieures

3.4 Les coûts par cas

3.4.1. Mortalité

Comme on le verra plus loin, avec la fonction E-R pour la mortalité chronique [Pope et al. 1995] la valeur de référence de la vie humaine domine au sein des coûts de la pollution de l'air, d'autant plus que l'on constate une tendance à retenir une valeur basée sur les préférences individuelles plutôt que l'approche en pertes de production qui était utilisée dans le passé et qui donnait des valeurs plus faibles.

Par exemple le programme ExternE [EC 1995] préconise une valeur de 2,6 MECU \approx 17 MF. Aux USA, le Gouvernement utilise une valeur de \$ 2,7 million pour l'évaluation des mesures de sécurité pour l'aviation civile. Récemment la première évaluation contingente de la vie humaine a été effectuée en France [Le Net 1994] ; Desaignes et Rabl [1995] ont fait une analyse économétrique de cette étude et recommandent une valeur d'environ 5,5 MF.

Comme le souligne la Fig.5, l'incertitude de la valeur de la vie humaine est très importante. Ce graphique montre les résultats de toutes les études recensées par Ives, Kemp and Thieme [1993], à l'échelle logarithmique. On voit que la distribution est lognormale, avec une dispersion très large : l'écart type géométrique est d'environ $\sigma_g = 3$. L'interprétation d'un écart type géométrique se fait en termes d'intervalles de confiance multiplicatifs. Pour une distribution lognormale 68% de l'échantillon se situe entre μ_g/σ_g et $\mu_g \times \sigma_g$, μ_g étant la moyenne géométrique (= médiane).

Count

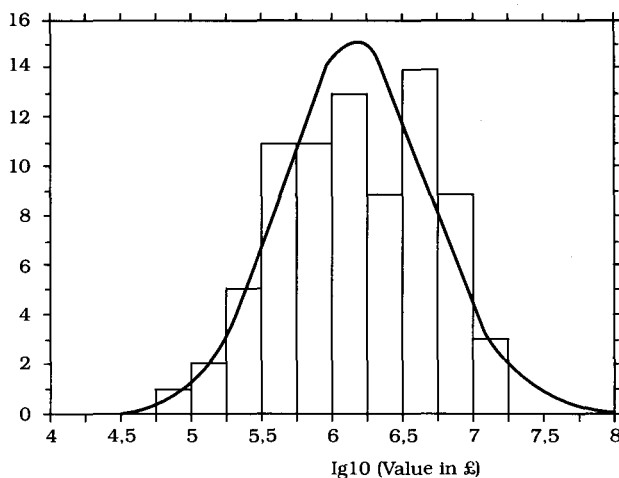


Fig.5 : Distribution lognormale des valeurs de référence de la vie humaine, en £1990, de 78 études recensées par Ives, Kemp and Thieme [1993] : histogramme et lissage lognormal. La moyenne géométrique (= médiane) = 14,0 Million FF (1 £1990 = 9,43 FF). La dispersion peut être caractérisée par un écart type géométrique $\sigma_g \approx 3$.

Une valeur de la vie humaine entre 2 MF et 20 MF semble raisonnable. Nous utiliserons dans nos estimations la valeur de la vie statistique de Desaignes et Rabl [1995]

$$V_{\text{vie}} = 5,5 \text{ MF.} \quad (7)$$

Pour la valeur v_{an} d'une réduction de l'espérance de vie par an, nous prenons

$$v_{\text{an}} = 0,28 \text{ MF} \quad \text{pour la mortalité aiguë} \quad (8)$$

et

$$v_{\text{an}} = 0,15 \text{ MF} \quad \text{pour la mortalité chronique} \quad (9)$$

en appliquant les ratios $V_{\text{vie}}/v_{\text{an}}$ correspondants du programme ExterneE [1997]. Le chiffre pour la mortalité chronique est plus faible que pour la mortalité aiguë à cause des hypothèses sur l'actualisation (3%) et le temps de latence (15 ans en moyenne).

3.4.2. Morbidité

La perte de bien-être associée à une maladie est constituée de plusieurs composantes : principalement le coût du traitement, la perte de salaire ou de productivité, et le coût de la souffrance. Les deux premiers passent par le marché et sont relativement faciles à déterminer. Par contre, pour estimer le coût de la souffrance il faut des études d'évaluation contingente qui sont difficiles et coûteuses. Il existe des études à l'étranger, surtout aux USA, mais jusqu'à présent aucune en France. La transférabilité des CAP (consentement à payer) entre différents pays est problématique. Une correction du CAP par le revenu moyen semble naturelle et un test pour le cas «Taiwan \leftrightarrow USA» s'est révélé assez prometteur [Alberini et al. 1994]. Toutefois, on ne dispose pas de suffisamment d'études pour vérifier cette approche. Pour cette raison nous n'avons pas pris en compte le coût de la souffrance ; nos résultats sont donc une sous-estimation du coût de la morbidité due à la pollution.

La plupart des maladies entraînent une perte de productivité. L'objectif de ce rapport étant d'évaluer le coût pour la collectivité, nous quantifions la perte de productivité par le PIB/personne plutôt que par le salaire moyen en France (262 F/jour par personne active [Proult 1996]). Un salaire ne représente qu'une partie de la productivité d'une personne ; il ne prend pas en compte les investissements,

le profit des entreprises, etc. Ne compter que le salaire serait comme un calcul des bénéfices d'un consommateur sur la base des prix plutôt que du surplus.

Le PIB en France était $7,68 \times 10^{12}$ F en 1995 et la population 58,1 million [Frémy et Frémy 1996] ; le PIB par personne et par jour est donc $\text{PIB/pers.jour} = 7,68 \times 10^{12} \text{ F} / (58,1 \text{ million} \times 365 \text{ jours}) = 362 \text{ F/jour}$ de moyenne pour la France. En région IdF le PIB/personne est environ 1,5 fois plus élevés, et nous prenons donc (voir Tableau 4) :

$$\text{PIB/pers.jour} = 543 \text{ F/jour en Ile-de-France.} \quad (10)$$

Nous comptons tous les jours, ouvrables et fériés, par cohérence avec les autres données (durées des hospitalisations et des arrêts de travail) qui sont également moyennées sur tous les jours. De même nous comptons toute la population plutôt que la partie active. Ce sont des choix de normalisation pour le calcul, arbitraires mais sans incidence s'ils sont appliqués de façon cohérente.

Les coûts d'une hospitalisation [Martin 1996] sont, selon la nature des soins,

médecine générale	2 863 F/jour,
médecine spécialisée	4 107 F/jour,
spécialité coûteuse	9 192 F/jour.

Nous supposons que les hospitalisations respiratoires et cardio-vasculaires correspondent à un coût moyen de 4 107 F/jour. Pour la durée d'une hospitalisation nous avons les données :

moyenne 6,9 jours (Solidarité-Santé N°3, 1995 ; Frémy et Frémy 1997, p.197),
asthme 7 jours [Chanel et al. 1996],
autre respiratoire 8 jours [Chanel et al. 1996],
cardio-vasculaire 11 jours [Chanel et al. 1996].

Puisque l'étude ERPURS est basée sur les hospitalisations de l'Assistance Publique qui ne représente que 50% en moyenne du nombre total des hospitalisations, nous avons multiplié le nombre d'hospitalisations du rapport ERPURS par deux. Le coût total d'une hospitalisation est un peu plus large que la durée fois le coût/jour, dans la mesure où le traitement médical continue après l'hôpital, mais cela reste toutefois marginal. Quant à la perte de productivité, pour les hospitalisations et pour les visites médicales, nous supposons que son coût est déjà pris en compte dans les arrêts de travail.

Tableau 4. Données sur les coûts, et valeurs/cas retenues pour cette étude.

Impact	éléments du calcul		valeur/cas
Vie humaine	fonction E-R mortalité chronique seulement		5,5 MF
	perte d'une année par mortalité aiguë ^a		0,28 MF
	perte d'une année par mortalité chronique		0,15 MF
Admission hospitalière	médecine spécialisée ^b	4 107 F/jour	
	durée moy., asthme ^c	7 jours	28,7 KF
	durée moy., autre respir. ^c	8 jours	32,9 KF
	durée moy., cardio ^c	11 jours	45,2 KF
Visites médicales à domicile	visite VRS		500 F
	visite VRI		600 F
	visite asthme		250 F
	visite mal de tête		140 F
	visite irrit. oeil		140 F
Urgences pédiatriques	hors prix des soins éventuels ^b	130 F/jour	130 F
Déclaration d'arrêt de travail	perte de productivité (PIB/pers) ^d	543 F/jour	
	durée moy., a.t. respiratoire ^e	7,3 jours	3,97 KF
	durée moy., a.t. cardi-vasc. ^e	31,3 jours	16,9 KF

^a valeur par année au prorata des valeurs ExternE [1997] avec un taux d'actualisation de 3%

^b Michel Martin, Caisse Régionale d'Assurance-Maladie, Ile-de-France, tarifs médicaux au 1.1.1996.

^c Solidarité-Santé, N°3 [1995]

^d PIB/pers par jour en Ile-de-France, moyenné sur tous les jours (ouvrables et fériés)

^e Chevalier Service Médicales EdF-GdF. Communication personnelle. [1997]

Le nombre des visites SOS médecin à domicile et des urgences pédiatriques est relativement faible et leur coût ne s'avère pas important. Par contre, il est plausible que le coût total des visites médicales augmente avec la pollution de la même façon que les visites SOS médecin. Nous multiplions donc les coûts des visites SOS par le rapport visites totales/visites SOS qui est de 72 selon Chanel et al. [1996] et de 114 selon Masson et Willinger [1996]. Si l'on prend la valeur supérieure.

$$r_{\text{vis}} = \text{visites totales/visites SOS} = 114 \quad (11)$$

alors l'augmentation du coût des visites médicales devient

$$\Delta \text{coût}_{\text{vis}} = \Delta c \times r_{\text{vis}} \times \sum N_i \times f_{E-Ri} \times \text{coût}_i \quad (12)$$

avec une sommation sur les catégories i des visites avec les paramètres des tableaux 3 et 4 (N_i = nombre de visites de catégorie i).

Nous avons comparé ce résultat avec une estimation indépendante et plus forfaitaire

$$\Delta \text{coût}'_{\text{vis}} = \Delta c \times N_{\text{pop}} \times f_{E-R_{\text{tot}}} \times 3507 \text{F/an.pers} \quad (13)$$

basée sur le coût moyen par personne pour les visites médicales, y compris les médicaments, qui est de 3507 F/an [Frémy et Frémy 1996] ; $f_{E-R_{\text{tot}}}$ est l'augmentation per Δc du nombre total des visites SOS, calculé à partir des données ERPURS, et N_{pop} est la population IdF. Cette dernière estimation est environ 50% plus élevée que notre calcul selon l'équation 12, même avec un r_{vis} de 114. Le choix du $r_{\text{vis}}=114$, plutôt que 72, est donc justifié.

Pour les arrêts de travail, l'étude ERPURS s'est basée sur les 18000 employés Edf-GdF en IdF. Nous ne connaissons pas les durées réelles des arrêts dues à la pollution, mais l'étude de Chevalier et Goldberg [1992] indique une durée moyenne de 15,1 jours pour les arrêts de travail dans cette entreprise. La durée moyenne d'un arrêt de travail pour raison respiratoire chez les employés Edf-GdF en France est de 7,3 jours, et un arrêt de travail pour raison cardio-vasculaire, la durée est de 31,3 jours [Chevalier 1997]. Disposant d'une moyenne jours ouvrables/jours fériés, nous calculons ensuite les

coûts pour des journées moyennes. Multipliant les durées par 543 F/j nous trouvons un coût de 3970 F pour les arrêts respiratoires et 16900 F pour les arrêts cardio-vasculaires, comme cela est indiqué dans le Tableau 4.

Pour l'application à la population entière, 6,14 million habitants, nous supposons que l'augmentation en $\% / (\mu\text{g}/\text{m}^3)$ indiquée par les fonctions E-R d'ERPURS est valable pour la population générale. Nous calculons le taux de base pour la population entière selon

arrêts de travail respiratoires =

$$4 \text{ par jour} \times 365 \text{ jours} \times 6,14 \times 10^6 / 18000 = 498064^{11} \text{ cas/an,}$$

le nombre moyen par jour étant 4 chez les 18000 employés EdF-GdF.

Dans ce cadre d'hypothèses, le coût des arrêts de travail s'avère assez important : une validation des hypothèses concernées s'impose. Il y a une incertitude non seulement à cause de l'extrapolation des chiffres EdF-GdF à l'IdF, mais aussi à cause de la faible taille de l'échantillon EdF-GdF : le nombre moyen de base des arrêts de travail n'est que 4 par jour pour les arrêts respiratoires et 1 pour les arrêts cardio-vasculaires. Pourtant la fonction E-R est plausible dans la mesure où sa pente est dans la fourchette des fonctions hospitalisations et visites SOS médecin (typiquement 5 à 20% par $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Afin d'avoir une confirmation indépendante sur les coûts, nous citons le taux d'absence au travail pour cause de maladie, 3,7% en France en 1990, selon Frémy et Frémy [1997, p.1634]. Nous estimons la partie de ce taux qui est sensible à la pollution selon une autre donnée communiquée par Chevalier [1997] : chez EdF-GdF 8,3% des arrêts maladies sont de nature respiratoire (durée 7,3 j) et 4,6% de nature cardio-vasculaire (durée 31,3 j). Sur la base de ce taux d'absence de 3,7% nous trouvons donc pour les arrêts respiratoires

$$0,037 \times 0,083 \times 6,14 \times 10^6 \times 365 = 6,88 \times 10^6 \text{ jours d'absence.}$$

Divisant par la durée moyenne d'un tel arrêt nous trouvons

$$6,88 \times 10^6 / 7,3 = 943000 \text{ cas/an,}$$

comparés aux 49800064 cas/an dans le Tableau 35. Pour les arrêts cardio-vasculaires, nous trouvons ainsi 123000 cas/an comparés aux 1250004516 cas/an du Tableau 35. Le taux d'absence de 3,7% pour l'ensemble des salariés en France donne donc des chiffres assez comparables ou plus importants que les chiffres exclusivement EdF-GdF.

11. Ce chiffre est indiqué dans la deuxième colonne du Tableau 3.

3.5 Les bénéfices d'une amélioration de la qualité de l'air

Nos résultats pour la morbidité selon ERPURS sont présentés dans le Tableau 5. Pour chaque polluant, les coûts sont indiqués en MF/an par $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de concentration ambiante. La somme des coûts, pour chaque polluant, est indiquée dans la 3ème ligne en partant du bas. Ensuite cette valeur est multipliée par 10% de la concentration moyenne actuelle en IdF (avant-dernière ligne), ce qui donne le bénéfice correspondant à une réduction de 10% (dernière ligne). Nous avons choisi cette présentation parce que le niveau de pollution zéro n'est pas réaliste; de plus, on ne sait pas si les fonctions E-R sont linéaires à très faibles concentrations ou s'il y a des seuils. Nous proposons donc plutôt une interprétation en termes d'une réduction de la pollution, car une réduction de 10 à 50% semble réalisable dans un avenir prévisible. Tout étant calculé sur la base de fonctions E-R linéaires, l'interprétation est simple, et avec le choix de 10%, l'adaptation des chiffres à d'autres niveaux est facile.

Tableau 5. Résultats pour les coûts de la morbidité due à la pollution de l'air en IdF avec les fonctions E-R ERPURS [1994]. La somme des coûts (3ème ligne en partant du bas), multipliée par 10% de la concentration moyenne actuelle c (avant-dernière ligne), donne le bénéfice d'une réduction $\Delta c/c$ de 10% (dernière ligne).

MF/an IdF par $\mu\text{g}/\text{m}^3$	FN	PS ₁₃	SO ₂	NO ₂	O ₃
Hospital. respir. ^a	1,02		0,97	0,89	1,076
Hospital. cardio-vasc.	6,01	3,70	4,83	3,02	
Vis.Méd. Aff.VRS ^b	1,56		2,20	5,00	1,775
Vis.Méd. Aff.VRI	1,15	1,15	1,16	2,49	1,172
Vis.Méd. asthme ^c	0,24	0,21	0,20	0,47	0,130
Vis.Méd. maux tête	0,35	0,33	0,25	0,47	
Vis.Méd. oeil					0,072
Urgenc.Péd. Aff.VRS					0,002
ArrêtsTrav. Respir.		4,48	5,42	4,97	
ArrêtsTrav. Cardio-vasc.		3,28			
Total, MF/an par m $\mu\text{g}/\text{m}^3$	10,3	13,2	15,0	17,3	4,2
Dc = 10% de la concentration c actuelle en IdF, m $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ^d	3,19	5,08	2,97	4,50	2,77
Total, MF/an pour $\Delta c/c=10\%$	33,0	66,8	44,6	77,9	11,7

a tous âges FN et SO₂, 15 - 64 ans NO₂, >14ans O₃

b tous âges FN, PS₁₃, SO₂ et NO₂, 0 - 15ans O₃

c tous âges FN, PS₁₃, SO₂ et NO₂, 15 - 64ans O₃

d moyenne 24 hr, sauf 8 hr pour O₃

Nous avons également estimé l'impact d'un polluant qui n'est pas pris en compte par ERPURS, mais pour lequel une fonction E-R a été publiée récemment par Schwartz et Morris [1995]. Selon ces auteurs, le CO augmente le taux des hospitalisations cardio-vasculaires, ce qui donne un coût de 17 MF/an par $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en IdF. Multiplié par $0,31 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 10\%$ de la concentration actuelle, on obtient un bénéfice de 5,2 MF/an pour une réduction de 10% du CO.

Afin de faciliter la compréhension de nos calculs, nous en présentons deux de façon détaillée. Pour les arrêts de travail respiratoires dus aux PS_{13} , l'augmentation du coût par $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans le Tableau 5 est obtenue en multipliant les facteurs suivants du Tableau 3 : le taux de base 498000 cas/an (2ème colonne), la pente de la fonction E-R 22,7% per 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (5ème colonne) et le coût unitaire 3970 F/cas (3ème colonne). On obtient :

$$498000 \text{ cas/an} \times 3970 \text{ F/cas} \times 22,7/10000 = \\ 4,48 \text{ MF/an par } \mu\text{g}/\text{m}^3.$$

Pour la mortalité chronique de Pope et al. [1995] selon Eqs.6 à 8, nous avons fait le calcul suivant pour les FN uniquement :

$$6,14 \times 10^6 \text{ pers.} \times 0,15 \text{ MF/an} \times 7,2 \times 10^{-4} \text{ ans/(pers.} \cdot \text{an} \cdot \mu\text{g}/\text{m}^3) = \\ 660 \text{ MF/an par } \mu\text{g}/\text{m}^3.$$

La multiplication par $3,19 \mu\text{g}/\text{m}^3$, qui correspondent à 10% de la concentration moyenne de FN en IdF, donne un bénéfice de 2100 MF/an pour une réduction de 10% des FN.

3.6 Les incertitudes

3.6.1 Remarques générales

Les incertitudes dans ce domaine sont très importantes et difficiles à quantifier. Naturellement, les fonctions E-R comme celles de l'équipe ERPURS sont présentées avec un intervalle de confiance¹². Pourtant cela ne représente qu'une partie de l'incertitude totale, probablement faible, d'une estimation des coûts de la pollution. Les informations sur les coûts des maladies sont incertaines et incomplètes parce qu'elles ne prennent pas en compte le consentement à payer pour éviter une maladie. La détermination de la valeur de la vie humaine est particulièrement délicate et son degré d'incertitude très important.

12. Voir par exemple la Fig. 2.

3.6.2 Le coût par $\mu\text{g}/\text{m}^3$ d'un polluant

Le coût par $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de concentration est approximativement le produit de plusieurs facteurs, principalement la fonction E-R et le coût unitaire. Toutefois, il y a des facteurs supplémentaires :

- pour les hospitalisations et les arrêts de travail, la durée ;
- pour les visites médicales, le rapport total des visites/visites SOS ;
- pour la mortalité aiguë, la réduction ΔT de l'espérance de vie ;
- pour la mortalité chronique, la capacité de l'organisme à réparer le dommage, et la période de latence entre exposition et mort qui influe sur l'actualisation.

Pour trouver l'incertitude d'un produit de n facteurs $y = x_1 x_2 \dots x_n$, chacun ayant une distribution de probabilités indépendante des autres, il convient de regarder la distribution des logarithmes

$$\log(y) = \log(x_1) + \log(x_2) + \dots + \log(x_n). \quad (14)$$

La moyenne du logarithme d'une variable x est le logarithme de la moyenne géométrique m_x de cette variable. L'écart type du logarithme est le logarithme de l'écart type géométrique $\sigma_{g,x}$. On peut facilement calculer l'écart type géométrique $\sigma_{g,y}$ du produit à partir des écarts types géométriques $\sigma_{g,yx1}$ des facteurs

$$[\ln(\sigma_{g,y})]^2 = [\ln(\sigma_{g,x1})]^2 + [\ln(\sigma_{g,x2})]^2 + \dots + [\ln(\sigma_{g,xn})]^2 \quad (15)$$

Bien que ce résultat soit exact, l'interprétation des σ_g en termes d'intervalles de confiance nécessite des hypothèses sur les distributions de probabilité. Pour la plupart on ne connaît pas bien ces distributions. Pourtant l'hypothèse de distributions lognormales semble raisonnable, surtout pour la valeur de la vie humaine comme le montre la Fig.5. De plus, une distribution lognormale est une bonne approximation pour un produit si les facteurs ne sont pas trop loin d'une telle distribution (loi de la limite centrale).

Pour une distribution lognormale la moyenne géométrique est égale à la médiane, et σ_g correspond à un intervalle de confiance multiplicatif tel que la probabilité est 68% (95%) que la vraie valeur se trouve dans l'intervalle de μ/σ_g à $\mu \times \sigma_g$ (de μ/σ_g^2 à $\mu \times \sigma_g^2$) autour de la médiane μ . Dans la limite $\sigma_g \rightarrow 1$ la distribution lognormale s'approche d'une distribution normale ordinaire avec moyenne de μ et écart type de $\sigma_g - 1$.

Dans le rapport ERPURS, les intervalles de confiance des fonctions E-R sont donnés au seuil de 95%, et spécifiés de façon additive et leurs valeurs sont presque symétriques (de forme $\mu \pm \delta$ autour de la moyenne μ). Puisque leurs distributions de probabilité (implicites dans les logiciels de régression utilisés) ne sont pas lognormales, il faut estimer les σ_g par une approximation. Pour cela nous supposons que $\pm \delta/2$ correspond à un intervalle de probabilité de 68%, comme pour une distribution gaussienne. Ensuite nous ajustons la distribution lognormale correspondante telle que son 68% intervalle de confiance soit égal à $[\mu - \delta/2, \mu + \delta/2]$, ce qui nous donne σ_g comme

$$\sigma_g = \sqrt{\frac{\mu + \delta/2}{\mu - \delta/2}} \quad (16)$$

Pour ERPURS, ces σ_g sont dans une fourchette de 1,2 à 1,8, et pour la mortalité chronique de Pope et al. 1,3.

Nos estimations des différents écarts types géométriques sont indiquées dans le Tableau 6. Les deux dernières colonnes montrent σ_g du résultat, avec et sans l'incertitude de la valeur d'une année de vie. Car le choix de cette valeur est de nature tout à fait différente : politique plutôt que scientifique.

Tableau 6. Ecarts types géométriques σ_g des facteurs et du résultat $\Delta \text{coût} / \Delta c$.
Puisque l'incertitude de prix de la vie humaine est de nature politique plutôt que scientifique, la dernière colonne indique l'incertitude si la valeur d'une année de vie est imposée par décision politique.

	f_{E-R}	Coût unitaire	Autre ^a	Comp. FN ^b	$\Delta \text{coût} / \Delta c$	Sans coût unitaire
Admissions hospitalières	1,5	1,3	1,2	1	1,7	
Visites médicales	1,4	1,3	1,2	1	1,6	
Arrêts de travail	1,6	1,3	1,3	1	1,8	
Mortalité aiguë	1,4	3	4	1	6,1	4,2
Mortalité chronique	1,3	3	2	1,5	4,0	2,3

^a nombre de cas, durée, ΔT , latence.

^b incertitude sur la composition des particules, pour la transposition USA \rightarrow IdF.

3.6.3 Somme des coûts

Il est naturel de se demander si les différents coûts peuvent être additionnés. Pour un polluant donné, nos coûts sont suffisamment indépendants pour que les effets d'un double comptage soient négligeables. En revanche, une addition à travers des différents polluants est problématique.

La population est généralement exposée à un mélange de polluants à faibles doses, c'est-à-dire faibles par rapport aux doses où l'on peut observer des effets au niveau d'un individu. Il semble difficile sinon impossible d'identifier des relations cause-effet avec les données d'un seul site. Les études internationales récentes ne dissipent pas formellement les doutes sur ce point [Bascom et al. 1996, Lipfert 1994, Dockery and Pope III 1994, EC 1995, Wilson and Spengler 1996].

Les résultats ERPURS et APHEA suggèrent que le rôle du SO_2 et du O_3 serait peut-être plus important que ce que les études américaines le laissent penser. Et contrairement à la grande synthèse de Bascom et al. [1996] pour laquelle les effets directs du NO_2 ne sont pas évidents, l'étude ERPURS indique plusieurs corrélations avec le NO_2 . S'agit d'un véritable effet NO_2 ou plutôt d'un autre polluant corrélé avec le NO_2 ?

Même en effectuant une régression multiple par rapport à plusieurs polluants, on a du mal à distinguer les contributions des polluants à cause des corrélations entre différents polluants. ERPURS comme les études du Programme APHEA en Europe, dont ERPURS fait partie, n'a effectué que des régressions simples. L'indépendance des différentes fonctions E-R n'est donc pas assurée.

CONCLUSION

En conclusion nous représentons nos résultats sous forme graphique. La Fig.6 présente les coûts de la morbidité en MF/an par $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de chaque polluant, pour les fonctions E-R d'ERPURS. Nous avons également ajouté la fonction de Schwartz and Morris [1995] pour les hospitalisations dues au CO.

Le zéro de pollution n'étant pas réaliste, nous montrons dans la Fig. 7 les bénéfices d'une réduction de 10% par rapport au niveau actuel de pollution. Dans la Fig. 7 nous avons ajouté les résultats de Pope et al. [1995] pour la mortalité chronique due aux FN.

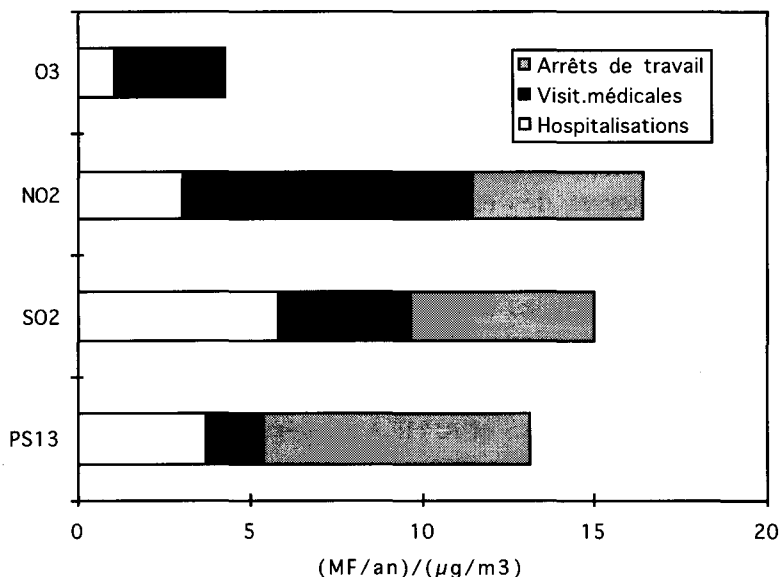


Fig. 6 : Résultats pour les coûts de la morbidité due à la pollution de l'air en IdF : le coût par $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de concentration ambiante (24hr, sauf 8hr pour O_3) avec les fonctions E-R ERPURS [1994].

Comme indication des incertitudes, nous montrons non seulement les estimations médianes (M), mais aussi des estimations basses (B) et hautes (H), calculées comme M/σ_g et $M \times \sigma_g$ avec les écarts types géométriques du Tableau 6.

Les deux indicateurs des poussières, FN et PS_{13} , ne sont pas indépendants, et la relation entre les fonctions E-R pour les FN et les PS_{13} est équivoque. Les impacts pour lesquels ERPURS fournit des fonctions FN et PS_{13} affichent des coefficients relativement proches (voir Tableau 3). Nous avons donc choisi d'attribuer la mortalité aux FN et la morbidité aux PS_{13} , afin de faciliter la comparaison avec la mortalité chronique de Pope et al [1995]. En fait, généralement le problème de l'additivité des coûts n'est pas facile à résoudre en l'état actuel des connaissances épidémiologiques. Il semble plausible que les coûts de la morbidité soient situés entre les coûts des PS_{13} et la somme des coûts PS_{13} , SO_2 , NO_2 et O_3 ; **le bénéfice d'une réduction de 10% de tous ces polluants est donc entre environ 50 et 100 MF/an en IdF si l'on ne**

compte que la morbidité. Le coût de la mortalité aiguë est faible par rapport à la morbidité, et tout est dominé par la mortalité chronique.

Nos estimations du coût de la morbidité représentent des limites inférieures pour deux raisons : ils ne prennent en compte ni les coûts non-marchands, comme par exemple le coût de la souffrance (pour laquelle nous n'avons pas de données en France), ni les effets qui n'ont pas été mesurés par les épidémiologistes.

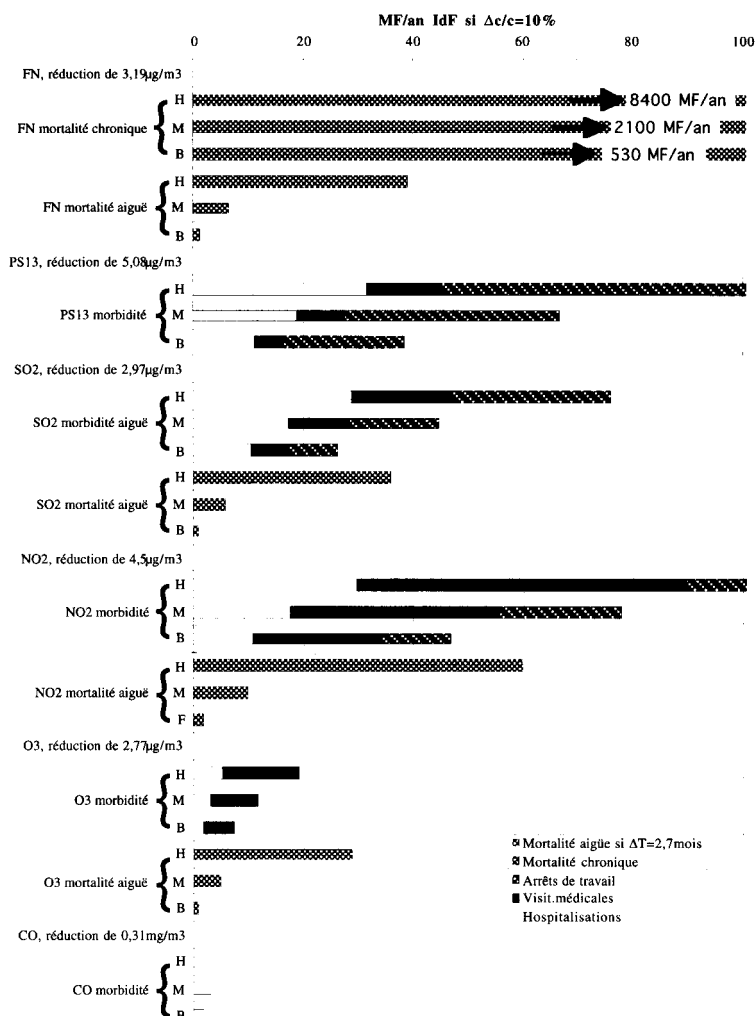


Fig. 7 : Résultats pour les coûts de la pollution de l'air en IdF : le bénéfice en MF/an d'une réduction de 10% de la concentration ambiante (24hr, sauf 8hr pour O₃) avec les fonctions E-R ERPURS [1994] pour PS₁₃, SO₂, NO₂ et O₃. Le CO est basé sur Schwartz and Morris [1995] et la mortalité FN sur Pope et al. [1995]. Estimations hautes (H), moyennes (M) et basses (B), selon les écart types du Tableau 6.

Selon la fonction E-R pour la mortalité chronique de Pope et al. [1995], le bénéfice total serait beaucoup plus important, de l'ordre de 2100 MF/an pour une réduction de 10% des particules. Les incertitudes sont importantes, et ce résultat n'est qu'une indication de l'ordre de grandeur.

La réduction des marges d'incertitudes et l'élargissement de l'éventail des coûts mesurés nécessitent des efforts de recherche conjoints entre épidémiologistes, économistes et spécialistes de la modélisation atmosphérique. Pour ce qui concerne les relations exposition-réponse, l'effort doit avant tout se porter sur la mesure des effets chroniques, et sur des estimations plus précises des réductions de l'espérance de vie par niveau de concentration des divers polluants. Les spécialistes de la modélisation atmosphérique et des procédés techniques de réduction des émissions doivent porter leurs réflexions sur des scénarii de réduction des émissions qui soient techniquement réalisables, socialement acceptables, et qui puissent fournir une base concrète pour le calcul des bénéfices sanitaires et environnementaux à en attendre. Concernant les économistes, cet exercice d'évaluation peut être sensiblement amélioré par la construction de véritables fonctions de coûts marginaux par pathologie, plutôt qu'en s'appuyant sur des coûts moyens. Il est également nécessaire que des études économiques empiriques soient poursuivies sur la partie non-marchande des coûts sanitaires, et particulièrement le coût de la souffrance, afin que soit constituée une base de données suffisamment représentative, aussi bien au niveau des populations étudiées que des pathologies concernées. Les incertitudes, relativement grandes, qui portent sur la valeur de référence pour la vie statistique et l'incidence de cette valeur sur l'évaluation des scénarii (entre 80% et 97% du coût total, incluant morbidité et mortalité, dans les trois dernières études françaises) en appellent à poursuivre les efforts d'évaluation et de réflexion sur cette partie controversée du coût de la pollution.

Remerciements

Nous tenons à remercier Olivier Chanel pour les conseils avisés, les résultats et les données qu'il a mis à notre disposition. Nous remercions également Estelle Jourdain d'avoir fourni plusieurs documents utiles pour cette étude ainsi que Anne Chevalier qui nous a renseignés sur les données des arrêts de travail EdF-GdF.

Glossaire

Affect.VRS = affectation des voies respiratoires supérieures

Affect.VRI = affectation des voies respiratoires inférieures

BPCO = broncho-pneumopathies chroniques obstructives

CO = monoxyde de carbone

COV= composantes organiques volatiles

FN = fumées noires

NO_x = mixture non spécifiée d'oxides d'azote, en particulier NO et NO₂

SO_x = mixture non spécifiée d'oxides de soufre, en particulier SO₂ et

SO₃

O₃ = ozone

PS_d = particules suspendus avec diamètre en dessous de d mm (PM_d en anglais)

CAP = consentement à payer

EC = European Commission

V_{vie} = valeur de référence de la vie humaine

v_{an} = valeur d'une année de la vie humaine

c = concentration d'un polluant

σ_g = écart type géométrique

ΔT = réduction de l'espérance de vie

Bibliographie

ABBEY D.E., MILLS P.K., PETERSEN F.F. and BEESON W.L., Long term ambient concentrations of total suspended particulates and oxidants as related to incidence of chronic disease in Californina Seventh-Day Adventists, *Environmental Health Perspectives*, 1991, vol 94, pp. 43 - 40.

AIRPARIF, L'atmosphère capitale, Brochure, 1994, 2nd edition, (AIRPARIF, 10 rue Crillon, 75004 Paris).

ALBERINI A., CROPPER M., FU T-T., KRUPNICK A., LIU J-T., SHAW D. and HARRINGTON W., Valuing health effects of air pollution in developing countries : the case of Taiwan, Report, *Resources for the Future*, 1994.

ARROW K., SOLOW R., PORTNEY P.R., LEAMER E.E., RADNER R. et SCHUMAN H., Report of the NOAA panel on contingent valuation, *Federal Register*, 1993, vol. 58, n°10, pp. 1.601 - 1.614.

BASCOM R., BROMBERG P.A., COSTA D.L., DEVLIN R., DOCKERY D.W., FRAMPTON M.W., LAMBERT W., SAMET J.M., SPEIZER F.E. and UTELL M., Health effects of outdoor air pollution, *Amer. J. of Resp. Critical Care Med*, 1996, vol. 153, pp. 3 - 50 (Part 1) and pp. 477 - 498 (Part 2).

BASCOM R., BROMBERG P.A., COSTA D.L., DEVLIN R., DOCKERY D.W., FRAMPTON M.W., LAMBERT W., SAMET J.M., SPEIZER F.E. and UTELL M., Health effects of outdoor air pollution. Part 1, *Amer. J. of Resp. Critical Care Med*, 1996, vol. 153, pp. 3 - 50.

BASCOM R., BROMBERG P.A., COSTA D.L., DEVLIN R., DOCKERY D.W., FRAMPTON M.W., LAMBERT W., SAMET J.M., SPEIZER F.E. and UTELL M., Health effects of outdoor air pollution. Part 2, *Amer. J. of Resp. Critical Care Med*, 1996, vol. 153, pp. 477 - 498.

BERGER M.C., BLOMQUIST G.C., KENKEL D. et TOLLEY G.S., Valuing changes in health risks : a comparison of alternative measures, *Southern Economic Journal*, 1987, 53(4), pp. 967 - 984.

BLOMQUIST G., Value of life savings : implications of consumption activities, *Journal of Political Economy*, 1979, 87, pp. 540 - 558.

CADAS, Pollution Atmosphérique due au Transport : les Effets sur la Santé et l'Evolution Technologique, Académie des Sciences, 1996.

CHEVALIER A. and GOLDBERG M., L'absence au travail: indicateur social ou indicateur de santé ?, *Sciences Sociales et Santé*, 1992, vol. X, n°3, septembre.

CHEVALIER A., Service Médicales EdF-GdF, Communication personnelle, 199).

CHANEL O., DENIAU C., GENIAUX G., GHATTAS B. et RYCHEN F., Evaluation monétaire des effets à court terme de la pollution atmosphérique sur la santé: application à l'Ile-de-France, *rapport du Ministère de l'Environnement*, 1996, subvention n°95270.

COX D.R. and OAKES D., *Analysis of Survival Data*, London, Chapman and Hall, 1984.

CROPPER M.L., Measuring the benefits of reduced morbidity, *American Economic Review*, 1981, n°71, pp. 235 - 240.

CROPPER M.L. et FREEMAN M., III. Environmental health effects, dans Braden J.B. et Kolstad C.D., *Measuring the demand for environmental quality*, North-Holland, Elsevier Science publisher B.V., 1991.

CURTISS P.S. and RABL A., Impacts of air pollution : general relationships and site dependence, *Atmospheric Environment*, 1996, vol. 30, pp. 3331 - 3347.

CURTISS P.S., and RABL A., Impact Analysis for Air and Water Pollution : Methodology and Software Implementation (1996b) Chapter 13, pp 393 - 426. *Environmental Modeling* Zannetti P., editor, 1996, vol.3.

DAB W., MEDINA S., QUÉNEL P., LE MOULLEC Y., LE TERTRE A., THELOT B., MONTEIL C., LAMELOISE P., PIRARD P., MOMAS I., FERRY R. and FESTY B., «Short term respiratory health effects of ambient air pollution : results of the APHEA project in Paris». *J. of Epidemiology and Community Health*, 1996, vol. 50.

DELORAINÉ A., LEQUETTE C., ZMIROU D., DECHENEUX J. et BALDUCCI F., Coût médico-social à court terme de la pollution atmosphérique en milieu urbain.. Une étude dans la région Rhône-Alpes (Lyon, Grenoble, Chambéry), Institut Universitaire de Santé Publique de Grenoble, novembre 1995.

DESAIGUES B. et POINT P., *Economie du patrimoine naturel*, Economica, 1993.

DESAIGUES B. and RABL A., Reference values for human life : an econometric analysis of a contingent valuation in France, in Nathalie Schwab and Nils Soguel, editors *Contingent Valuation, Transport Safety and Value of Life*, Boston, Kluwer, 1995.

DESAIGUES B., RABL A. et SPADARO J., Quantification des impacts d'un incinérateur de déchets, *Rapport Intermédiaire*, pour le Ministère de l'Environnement, mai 1996.

DESMOND W.H., KERRY SMITH V. and Mc GIVNEY M.P., A comparison of alternative approaches for estimating recreation and related benefits of water quality improvement, in *Environmental Benefit Analysis Series*, EPA report 230-05-83-001, 1983.

DOCKERY D.W. and POPE C.A., III, Acute respiratory effects of particulate air pollution, *Ann. Rev. Public Health*, 1994, vol.15, pp. 107-132.

DOCKERY D.W., POPE C.A., III, XIPING XU, SPENGLER J.D., WARE J.H., FAY M.E., FERRIS B.G. and SPEIZER F.E., An association between air pollution and mortality in six US cities, *New England J of Medicine*, 1993, vol. 329, pp. 1753 - 1759.

ERPURS, Impact de la pollution atmosphérique urbaine sur la santé en Ile-de-France, Observatoire Régional de Santé d'Ile-de-France, 21-23 rue Miollis, F-75015 Paris, 1994.

EC 1995, *ExternE : Externalities of Energy. Vol.2 : Methodology*, Luxembourg, European Commission, Directorate-General XII, Science Research and Development, 1995.

ETSU 1996, Cost-Benefit Analysis of Draft Directive on Incineration of Waste. *Report for EC DG 11*, by ETSU, IER and ARMINES, Nov. 1996.

ExternE 1995, *ExternE : Externalities of Energy, vol. 1 : Summary ; Vol.2 : Methodology, vol. 3 : Coal and Lignite, vol. 5 : Nuclear*, Luxembourg, European Commission, Directorate-General XII, Science Research and Development, 1995.

ExternE 1997, *ExternE : Externalities of Energy*, New results, ExternE Program of European Commission, Directorate-General XII, Science Research and Development, 1997.

FRÉMY D. et FRÉMY M., *Quid 1997*, Paris, Editions Robert Laffont, 1996.

GALLY N., RITTER Ph. and SEPETJAN M., Pollution ambiante extérieure urbaine, *Pollution Atmosphérique*, janvier - mars 1991, p. 11,

GEGAX D., GERKING S. et SCHULZE W., Perceived risk and the marginal value of safety, Working Paper U.S. Environmental Agency, Washington D.C., 1985.

GERKING S., DEHANN M. et SCHULTZE W., The marginal value of job safety : a contingent valuation study, *Journal of Risk and Uncertainty*, 1988, vol. 1, pp. 185 - 199.

HAYWOOD J.B., *Internal Combustion Engine Fundamentals*. New York, McGraw-Hill, 1988.

HURLEY F. et al., Recommandations pour le Programme ExterneE. Bruxelles, décembre 1996.

IPPOLITO P.M. et IPPOLITO R.A., Measuring the value of life saving from consumer reactions to new information, *Journal of Public Economy*, 1984, 25, pp. 53 - 81.

IVES D.P., KEMP R.V. and Thieme, The Statistical Value of Life and Safety Investment Research, *Report n°13*, Norwich, Environmental Risk Assessment Unit, University of East Anglia, February 1993.

JOHANSSON P.O., *Cost-benefit analysis of environmental change*, Cambridge University Press, 1993.

JOURDAIN E., Evaluation des externalités liées à la pollution atmosphérique d'origine automobile en milieu urbain et périurbain, *Rapport ENSPM*, 1996.

KATSOUYANNI K., SCHWARTZ J., SPIX C. et al, Short term effects of air pollution on health : the APHEA protocol, *Journal of Epidemiology and Community Health*, 1996, 50, supp. 1.

KIM D. S., HOPKE P. K., CASUCCIO G.S., LEE R.J., MILLER S.E., SVERDRUP G.M. and GARBER R.W., Comparison of particles taken from the ESP and plume of a coal-fired power plant with background aerosol particles, *Atmospheric Environment*, vol. 23, pp. 81 - 84.

KREWITT W., TRUKENMUELLER A., MAYERHOFER P. and FRIEDRICH R., «EcoSense - an Integrated Tool for Environmental Impact Analysis», in : Kremers, H., Pillmann, W. (Ed.) : *Space and Time in Environmental Information Systems*. Umwelt-Informatik aktuell, Marburg, Metropolis-Verlag, 1995, Band 7.

KRUPNICK A.J. et CROPPER M.L., Valuing chronic morbidity damages : medical costs, labor market effects, and individual valuations, *Final report to US-EPA*, Office of policy Analysis, 1989.

KRUPNICK A.J. et PORTNEY P.R., 1991 Controlling urban air pollution. A benefit-cost assessment, *Science*, n°52, 522 - 7.

LANDEFELD J.S. et SESKIN E.P., The economic value of life : linking theory and practice, *American Journal of Public Health*, 1982, 72, 555-66.

LENET M. et al., The statistical value of life in France. Report by ICOS/ESOP, Paris, 1994.

LIPFERT F.W., *Air Pollution and Community Health: a Critical Review and Data Sourcebook*, New York, Van Nostrand Reinhold, 1994.

MARKANDYA A. et al., Green Accounting in Europe : The role of damage estimation : Four case studies, Brussels, European Commission, DGXII, 1996.

MEDINA S., LE TERTRE A., QUÉNEL P., LE MOULLEC Y., MOMAS I., PIRARD P., FERRY B., FESTY B., DAB W., ERPURS : Impact de la pollution atmosphérique urbaine en Ile-de-France 1987-1992, *rapport d'étude de l'Observatoire Régional de la Santé*, Ile de France, 1994.

MARTIN M., Communication à Mme Jourdain. Ile-de-France, Caisse Régionale d'Assurance-Maladie, tarifs médicaux au 1.1.1996.

MASSON S. et WILLINGER M., Evaluation des coûts de la pollution atmosphérique sur la santé en Ile-de-France, *Communication aux Mercredi de l'ADEME*, le 9 octobre 1996.

MILFORD J.B. and DAVIDSON C.I., The sizes of particulate trace elements in the atmosphere - a review, *Air Pollution Control Association Journal*, 1985, vol. 35, pp. 1249 - 1260.

MILFORD J.B. and DAVIDSON C.I., The sizes of particulate sulfate and nitrate in the atmosphere - a review, *Air Pollution Control Association Journal*, 1987, vol. 37, pp. 125 - 134.

MITCHELL R.C. et CARSON R.T., Using survey to value public goods : the contingent valuation method, *Resources for the Future*, John Hopkins University Press, 1989.

MOATTI J.P., *Economie de la sécurité. De l'évaluation à la prévention des risques technologiques*, Paris, La documentation française, 1989.

MORMICHE P. et URBIAK F., Enquête sur la santé et les soins médicaux 1991-1992. Consommation médicale de ville, INSEE Résultats, Consommation, Modes de vie, 1994, n° 64-65-66.

MOUQUET M.C., Les soins hospitaliers en France : clientèle, pathologies traitées en court séjour ; Chiffres repères, *Service des statistiques, des Etudes et des Systèmes d'Information*, Paris, Ministère des Affaires Sociales et de l'Intégration, avril 1992.

OECD, *OECD Environmental Data: Compendium 1995*, Paris, OECD Publications, 1995.

ORNL/RFF, *Fuel Cycle Externalities*, Prepared by Oak Ridge National Laboratory and Resources for the Future, Oak Ridge National Laboratory, 1994, TN 37831.

OSTRO B.D., LIPSETT M.J., WIENER M.B. and SELNER J.C., Asthmatic responses to acid aerosols, *Am. J. Public Health*, 1991, vol. 81, pp. 694 - 702.

POPE C.A., THUN M.J., NAMBOODRI M.M., DOCKERY D.W., EVANS J.S., SPEIZER F.E. and HEATH C.W., Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults, *Amer. J. of Resp. Critical Care Med.*, 1995, vol. 151, pp. 669 - 674

QUÉNEL P., et al., Impact de la pollution atmosphérique urbaine de type acido-particulaire sur la mortalité quotidienne à Lyon et dans l'agglomération parisienne, *Santé Publique*, 1995, 6e année, n°4.

RABL A., Mortality Risks of Air Pollution : the Role of Exposure-Response Functions, *Proceedings RISK97*, Amsterdam, 21-24 Oct. 1997, pp. 89 - 96, RIVM National Institute for Public Health and the Environment, in *Journal of Hazardous Materials*.

RABL A., Quantifying the Benefits of Air Pollution Control : the Interpretation of Exposure-Response Functions for Mortality, Paris, Ecole des Mines, April 1996.

RABL A. and EYRE N., An Estimate of regional and global O3 Damage from Precursor NOx and VOC Emissions». Paris, École des Mines de Paris, 1997, 20 p, to be publ. by ExterneE Program,

RABL A., SPADARO J. and CURTISS P.S., Analysis of Environmental Impacts of Treatment of Industrial Waste: Methodology and Case Study, *Final Report for contract EV5V-CT94-0383*, European Commission DG XII, 1996.

RABL A., CURTISS P.S., SPADARO J.V., HERNANDEZ B., PONS A., DREICER M., TORT V., MARGERIE H., LANDRIEU G., DESAIGUES B. and PROULT D., Environmental Impacts and Costs : the Nuclear and the Fossil Fuel Cycles, *Report to EC, DG XII, Version 3.0 June 1996*, Paris, ARMINES (Ecole des Mines), 1996.

ROWE R.D., LANG C.M., CHESTNUT L.G., LATIMER D., RAE D., BERNOW S.M. and WHITE D., The New York Electricity Externality Study, *Oceana Publications*, New York, Dobbs Ferry, 1995.

SANDNES H., Calculated budgets for airborne acidifying components in Europe, *EMEP/MS-CW Report 1/93. July 1993*, Oslo, Norwegian Meteorological Institute, 1993.

SCHWARTZ J., Air pollution and daily mortality in Birmingham, Alabama, *American Journal of Epidemiology*, 1993, vol. 137, pp. 1136 - 1147.

SCHWARTZ J. and MORRIS R., Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Detroit, MI, *Am. J. Epidemiology*, 1995, vol. 142, pp. 23 - 35.

SHECHTER M., A cooperative study of environmental amenity valuations, *Environmental Resources Economics*, 1991, vol. 1, pp. 129 - 155.

SIMPSON D., Long period modeling of photochemical oxidants in Europe, *EMEP/MS-CW Report 1/92. August 1992*, Oslo, Norwegian Meteorological Institute, 1992.

WACKTER D. J. and FOSTER J.A., *Industrial source complex (ISC) dispersion model user's guide*, US Environmental Protection Agency, North Carolina, 1987, 2nd edition. Vol.1, EPA 450/4-88-002a.

WILSON R. and SPENGLER J.D. editors, *Particles in Our Air: Concentrations and Health Effects*, Cambridge, Harvard University Press, Cambridge, 1996.

Résumé

Cet article passe en revue les méthodes de quantification économique des coûts sanitaires de la pollution atmosphérique. Ces méthodes sont appliquées à l'Ile-de-France, à partir de l'étude épidémiologique ERPURS sur les effets aigus de la pollution sur la santé, et d'autres études internationales. La plus grande partie des coûts est imputable aux effets chroniques des particules sur la mortalité.

Abstract

This paper reviews the methods that can be used for evaluating the costs of health damages due to air pollution. The methods are applied to the region of Greater Paris. The epidemiology is based on ERPURS, a major recent study of acute health effects in Paris, as well as international studies. The costs are dominated by the chronic effects of particles on mortality.

Mots-clés :

Pollution de l'air, coûts sanitaires, morbidité-mortalité, méthodes économiques d'évaluation.

Key-words :

Air pollution, costs of health damages, morbidity-mortality, economic valuation methods.

JEL : 112, 118, Q20, Q21, Q28.